



Länsstyrelsen
Västmanlands län

MILJÖENHETEN

Dagvattnets sammansättning i Västerås stad – En kunskapssammanställning

Författare: Sylvia Waara



LÄNSSTYRELSENS RAPPORTSERIE

Rapport 2010:11

Titel: Dagvattnets sammansättning i Västerås stad – En kunskapssammanställning
Författare: Sylvia WaaraSylvia Waara, Akademin för Hållbar Samhälls- och
Teknikutveckling, Mälardalens Högskola, Box 883, 721 23 Västerås
Författarens nuvarande adress: Sektionen för Ekonomi och Teknik, Högskolan i
Halmstad, Box 823, 301 18 Halmstad
Miljöenheten
Länsstyrelsen i Västmanlands Län, Dnr 537-3064-10
Kartmaterial: Magnus Bergström, Mälarenergi
Foto framsida: Daniel Johansson. Trappavsats vid utloppet av Önsta Gryta tunneln vid
Hovedstakyrkogård. Recipient är Svartån.
Tryckning: Länsstyrelsen i Västmanlands län
Upplaga: 25 ex

Förord

Under 2009 tilldelades Länsstyrelsen medel för att verka för en minskning av näringsbelastningen på havsmiljön. Källfördelningar för fosfor och kväve inom Norra Östersjöns vattendistrikt visar att dagvattnet är en relativt stor källa till övergödningen av såväl våra inlandsvatten som Östersjön. Kunskapen om dagvattnets sammansättning är däremot ofta bristfällig och därmed är förutsättningarna för att sätta in kostnadseffektiva åtgärder begränsade.

Inom Västerås stad har mätningar av dagvattnets sammansättning genomförts i olika sammanhang och med olika syften. Stadens HAD-grupp (Hantering av Dagvatten) har under senare år uppmärksammat bristen på en aktuell sammanställning av data om dagvattnets sammansättning. Ett önskemål om att ta fram en sådan sammanställning framkom under 2009 och eftersom detta bedömdes falla inom ramen för hur havsmiljömedlen kunde användas, fördelades medel till projektet från Länsstyrelsen i Västmanlands län. Uppdraget gick till Sylvia Waara på Mälardalens högskola som under hösten 2009 genomförde arbetet. Resultatet av sammanställningen presenteras i den här rapporten.

Förutom själva sammanställningen av data har även förslag på åtgärder tagits fram för att minska dagvattenutsläppen. Därmed har Västerås stad kommit ett steg närmare åtgärder som kan medföra en förbättrad vattenkvalitet i Svartån och Västeråsfjärden.

Västerås, juni 2010

Susanna Vesterberg

Samordnare, Länsstyrelsens vattenfunktion

Författarens förord

Under arbetet med Västerås stads dagvattenpolicy 2009 identifierades i HAD gruppen (Hantering av Dagvatten), en förvaltningsövergripande arbetsgrupp där författaren deltog som extern representant, ett behov av en kunskapssammanställning om dagvattnets sammansättning i Västerås stad. Projektet utformades i en grupp bestående av Susanna Vesterberg, Länsstyrelsen Västmanlands län, David Liderfelt, Stadsbyggnadskontoret, Västerås stad och Magnus Bergström, Mälarenergi och Länsstyrelsens medel ur havsmiljöanslaget har bekostat detta projekt. Havsmiljöanslaget ska användas för arbete med åtgärder eller planering av åtgärder som bidrar till att minska belastningen av näringsämnen till Östersjön och Västerhavet. Den här kunskapssammanställningen visar vilka mätningar av näringsämnen som gjorts i Västerås stads dagvattennät, men sammanfattar även kunskapen om många andra ämnen. Sammanställningen kan användas som grund för framtida åtgärder för att förbättra Västerås stads dagvattenhantering.

Jag vill tacka följande personer för att de har förmedlat material och synpunkter;
Min f.d. kollega och samarbetspartner under flera år Carina Färm, Eskilstuna Energi och Vatten, Eskilstuna
Mina kollegor på Mälardalens Högskola Lena Johansson Westholm, Åke Forsberg, Tommy Odelström och Henrik Jacobsson
Mina f.d. studenter Daniel Johansson, Eskilstuna Energi och Vatten, Eskilstuna och Zinaida Kadic, Energimyndigheten, Eskilstuna
Nuvarande studenten vid Mälardalens Högskola Jakob Engström
Robert Andersson, Länsstyrelsen Västmanlands län
Katy Andersson, Västerås Flygplats AB, Västerås
Christer Fredriksson, Ragnsells Metall AB, Västerås
Håkan Rådman, Mälarhamnar AB, Västerås

Och sist men inte minst initiativtagarna och granskarna av denna rapport;
Susanna Vesterberg, Länsstyrelsen Västmanlands län, David Liderfelt,
Stadsbyggnadskontoret, Västerås stad och Magnus Bergström, Mälarenergi.

Tack också till Karl-Otto Waara för hjälp, som alltid, när jag inte får ordning på formalia.

Västerås 22 December 2009

.....
Sylvia Waara

Innehåll

1	Sammanfattning	6
2	Inledning	7
3	Litteratursökning	8
4	Resultatsammanställning	9
	4.1 Dagvattenberäkningar med Storm Tac	11
	4.2 Dagvattenberäkningar från SMED	13
	4.3 Dagvattentunnlarna i Västerås	13
	4.4 Inkommande dagvatten vid Vallby och reningsgrad i sedimenteringsdammen	15
	4.5 Kapellbäcken	21
	4.6 Hamrebäcken och dagvattenreningssystemet vid Hälla	23
	4.7 Limstabäcken	30
	4.7.1 Dagvattnets sammansättning vid Tunbytorp	30
5	Slutsatser och förslag till förbättrad miljöanalys och åtgärder.....	31
6	Referenser	33
	Bilaga 1. Avrinningsområden i Västerås stad	36

1 Sammanfattning

Detta projekt har genomförts i syfte att sammanställa tillgängliga data om dagvattnets sammansättning i Västerås och om möjligt ge förslag på förbättrad miljöanalys och förslag till reningsåtgärder. Projektet inleddes med en insamling av relevanta data ifrån olika undersökningar. Resultatet har därefter sammanställts och presenteras i rapporten. För Västerås stad finns det data från beräkningsmodeller, examensarbete, forskningsartiklar, översiktsartiklar och miljörapporter från verksamhetsutövare. Totalt har data från 22 rapporter sammanställts. De mesta av forskningsresultaten har genererats i samarbete mellan Mälardalens Högskola och Mälarenergi.

Föroreningsbelastning har beräknats för fosfor och kväve med 2 olika modeller för Västerås stad och för flera metaller, suspenderat material och olja med en modell. Förutom rena beräkningar finns det mätdata från fysikaliska och kemiska analyser på vatten och sediment. Proverna är tagna som stickprov, med flödesproportionella provtagare och i vissa fall med passiva provtagare. Biologiska analyser i form av toxicitetstester har utförts på vattenprover, porvatten och på hela sediment dessutom har bottenfaunan undersökt på vissa provtagningsplatser. Mätdata finns för Kapellbäckens avrinningsområde, Vallby och dagvattentunnlarna med recipient Svartån, Hamrebäcken och Limstabäcken. Uppgifter om reningsfunktionen i sedimenteringsdammen vid Ragnsells Metall AB, Vallby sedimenteringsdamm och på dagvattenreningsanläggningen vid Hälla köpcentrum & Hamrebäcken finns också. Analyserna har utförts mellan åren 1999-2009. I de flesta fall har inte tyngdpunkten varit att analysera närsalter utan de flesta studier var inriktade på att analysera metallbelastning och dagvattenreningsanläggningarnas förmåga att reducera metaller. Undersökningarna med mätresultat har genomförts under olika perioder ofta av kortvarig natur och med olika analysmetodik och det är därför svårt att dra alltför långtgående slutsatser om belastning.

En jämförelse av resultat liksom förslag på åtgärder framför allt med avseende på en förbättrad miljöanalys inför uppföljning och prioritering av reningsåtgärder presenteras i slutet av rapporten.

2 Inledning

Dagvatten är regnvatten eller smältvatten som rinner av från tätorters vägar och ytor. Det är sedan länge känt att detta vatten både som vattenmassa och p.g.a. sitt föroreningsinnehåll kan behöva fördröjas och behandlas innan det översvämmar känsliga områden och når grundvatten och recipienter.

I Svenska kommuner pågår idag ett arbete med att finna vägar för att ta hand om dagvattnet på bästa sätt både i befintliga områden och i områden med nybyggnation. Strategier för detta arbete har utarbetats i många kommuner och formulerats i dokument som dagvattenstrategier eller dagvattenpolicys. Olika typer av dagvattenreningsanläggningar konstrueras och prestandan undersöks. Trots detta varierar mängden renat dagvatten mycket från kommun till kommun. I t.ex. Uppsala går 100 % av dagvatten från tätorter direkt till recipient medan siffran för Västerås är ca 88 %, Helsingborg ca 85 % och i Eskilstuna och Norrköping ca 80 % (Ryegård et al. 2007). Mycket arbete kvarstår därför både för att identifiera de områden som är i största behov av rening och för att identifiera de områden där översvämningar kan förväntas p.g.a. klimatrelaterade effekter.

Ett första steg i att identifiera områden med reningsbehov kan vara att göra en kunskapssammanställning över den information om dagvattnets sammansättning som redan finns. Syftet med denna rapport är därför att;

- Samla in mätdata och modelleringsresultat för dagvatten i Västerås stad med särskild tyngdvikt på fosfor och kväve
- Sammanställa resultaten
- Föreslå åtgärder för en förbättrad miljöanalys & eventuella reningsbehov

3 Litteratursökning

Relevant litteratur för denna studie har sökts via databaser tillgängliga via Mälardalens Högskola såsom; LIBRIS (<http://libris.kb.se/>) en samkatalog för den litteratur som finns på svenska universitet-högskole- och forskningsbibliotek, ELIN@Mälardalen en on-line databas med internationellt publicerad vetenskaplig litteratur tillgänglig för personal och studenter på Mälardalens Högskola, DIVA ett digitalt vetenskapligt arkiv för 27 svenska och norska universitet och högskolor (<http://www.diva-portal.org/smash/search.jsf>) och svenska sidor på google. Sökord har varit; bl.a. dagvatten –Västerås, dagvattensediment-Västerås, Hälla-dagvatten, Bäckby-dagvatten, tunnlar-Västerås, Bäckbytunneln, Emaustunneln, Hackstatunneln, Önsta-Gryta tunneln, Hamrebäcken-dagvatten, Kapellbäcken-dagvatten. Samma typ av sökord har använts på engelska.

E-post meddelande med önskemål om att erhålla information om relevanta studier har även skickats ut till personal på Mälardalens Högskola, Västerås kommun bl.a. Stadsbyggnadskontoret och Miljö- och Hälsa samt Länsstyrelsen i Västmanland.

4 Resultatsammanställning

I Tabell 1 finns en sammanställning på de studier som har funnits relevanta och som därför presenteras i sammanställningen. Under arbetets gång diskuterades också om eventuella dagvattendata från Gryta avfallsstation skulle inkluderas men eftersom allt vatten som genereras på Gryta avfallsstation i nuläget renas i Västerås reningsverk ansågs inget dagvatten genereras för tillfället. Ett examensarbete utfört av Marianne Lundh och Johan Salén och vid Mälardalens Högskola 2001 utslöts också. Examensarbetet är en utredning av lak- och ytvattenpåverkan från en nedlagd deponi vid Lugna gatan och innehåller inga mätdata på dagvatten. Det är oklart i dagsläget vilken recipient som är mottagare av eventuellt genererat ytvatten. Information fanns också om att Vägverket anlägger ett dagvattenreningsystem efter den nya Salavägen vid Tunbytorp. Eftersom denna anläggning tillhör Vägverket utslöts den också.

Tabell 1. Dagvattenstudier från Västerås stad inkluderade i denna sammanfattning. Avrinningsområdena är beskrivna i Bilaga 1.

Område ¹	Provtagningspunkter	Vatten Fysikaliska kemiska analyser (N, P)	Vatten Biologiska analyser	Sediment Fysikaliska kemiska analyser	Sediment Biologiska analyser	Referens ³ (år för studiens genomförande)
Recipient -Kapellbäcken						
1.	Kapellbäcken med Västra Hamnen	Ja, även med passiva provtagare (P)	Nej	Nej	Ja, bottenfauna	<i>Schüttzen 2005</i> Jacobson et al. 2006 (2004/2005)
1	3 st brunnar på hamnområdet	Ja (N,P)	Nej	Nej	Nej	Mälarhamnar AB (2000-2005)
1.	Bäckbytunneln	Ja i porvatten	Nej	Ja	Ja, toxtester	<i>Johansson & Kadic 2002</i> Färm et al. 2003 (2002)
1.	Ragnsells Metall AB sedimentering sdamm	Ja	Nej	Nej	Nej	Fredriksson 2009 (2009)
Recipient – Svartån						
4, 9 (södra Tunbytorp)	Emaustunneln	Ja, i porvatten	Nej	Ja	Ja, toxtester	<i>Johansson & Kadic 2002</i> Färm et al. 2003 (2002)
9 (norra)	Önsta-Gryta tunneln	Ja, i porvatten	Nej	Ja	Ja, toxtester	<i>Johansson & Kadic</i>

Tunby- torp)						2002 Färm et al. 2003 (2002)
13	Vallby	Ja, inkommande och utgående från sedimenteringsdamm	Ja (N,P)	Ja	Ja, toxtester	Färm 2001, 2002a, Färm 2003 Färm & Waara 2005 (1999-2000)
13	Vallby inkommande (1999/2000)	Ja, vissa kompletterande analyser	Ja, toxtester	Nej	Nej	<i>Fornberg & Nilsson 1999</i> Waara & Färm 2008 (1999-2000)
13	Vallby inkommande och utgående	Ja, även med passiva provtagare	Ja, vattenmossa	Nej	Nej	<i>Nilsson 1999</i> Nilsson & Waara opublicerat (1999)
9 eller 10	Tunbytorp	Ja	Nej	Nej	Nej	<i>Blom och Skogsfjord 2008</i> (2007)
Recipient – Hamrebäcken						
7-8	Hälla & Hamrebäcken ²	Nej	Nej	Ja	Ja	Waara & Odelstrom opubl. (2001)
7-8	Hälla & Hamrebäcken	Ja, även med passiva provtagare (N,P)	Nej	Nej	Nej	<i>Engström 2009</i> (2009)
7-8 + utökat avrinning sområde	Hälla & Hamrebäcken	Modellering (N,P)	Nej	Nej	Nej	SWECO Environment AB 2009 (2009)
Recipient – Limstabäcken						
Utanför området	Flygplatsen	Ja (N,P)	Nej	Nej	Nej	Västerås Flygplats 2008
Utanför området	Flygplatsen	Ja (N,P)			Ja, bottenfauna	<i>Wikström & Winge 2006</i> (2006)
Recipient – alla						
1-13 ⁴	Modellering	Många parametrar	Nej	Nej	Nej	SWECO VIAK 2005

		(N,P)				
- ⁵	Modellering	(N,P)	Nej	Nej	Nej	Ryegård et al. 2007 Larsson & Pettersson 2009

¹ Områdes benämning enligt SWECO VIAK rapport (2005) se Figur 1

² Före rensning av diken och anläggning av dagvattenreningsanläggning

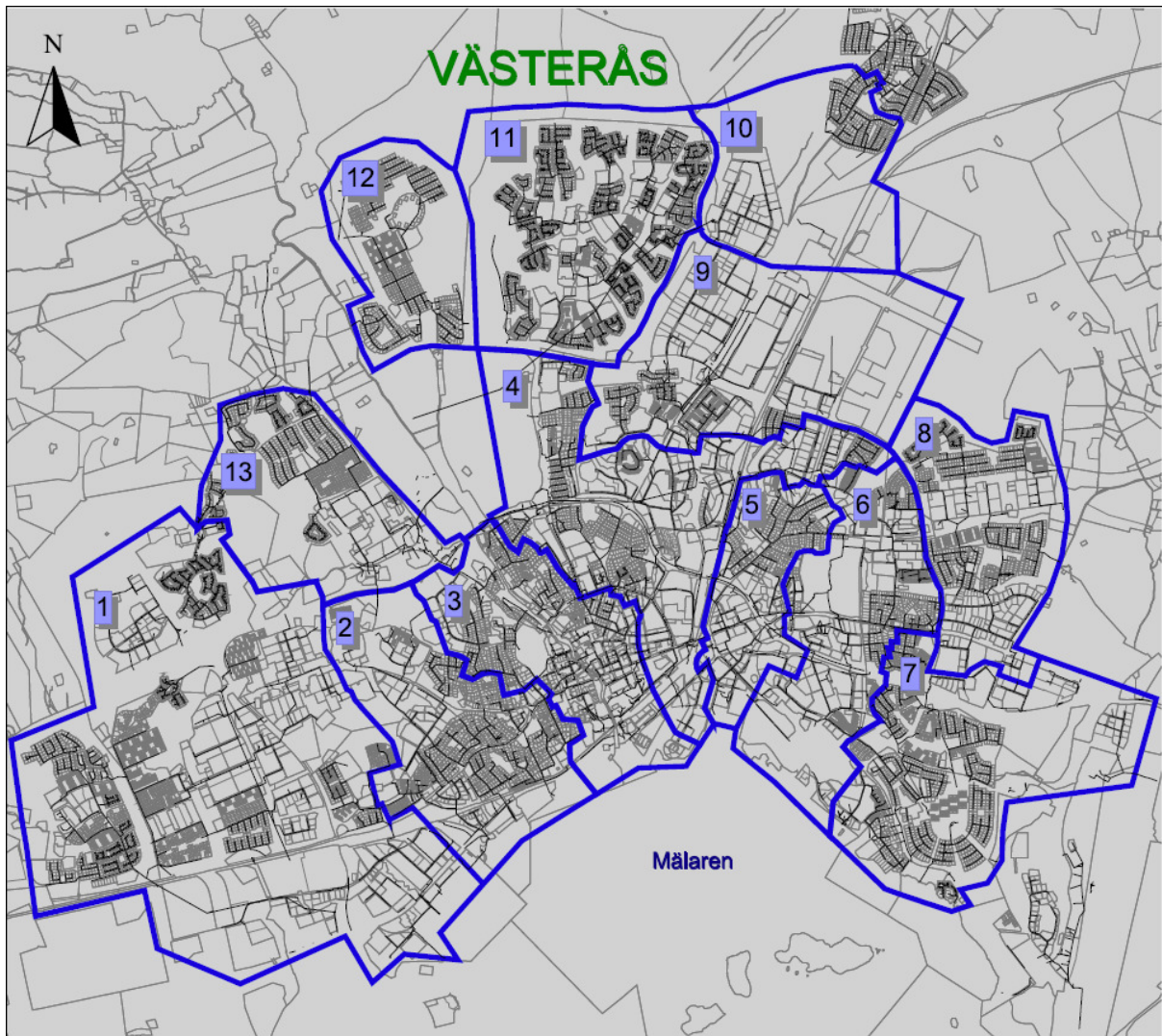
³ Examensarbete utförda vid Mälardalens Högskola angivna med kursiv stil

⁴ Sammanlagd area 5674 ha

⁵ Sammanlagd area 5100 ha

4.1 Dagvattenberäkningar med Storm Tac

Under 2005 utförde SWECO VIAK en beräkning av föroreningshalter för Västerås stad. Stadens avrinningsområde delades upp i 13 områden som alla har Mälaren eller Svartån som recipient se Figur 1. Avrinningsområdena finns närmare beskrivna i Bilaga 1. För varje delområde beräknades föroreningshalter (i mg/l eller µg/l) och föroreningsbelastning (kg/år) med hjälp av Storm Tac (Larm 2000). Ingen hänsyn togs till befintliga eller planerade dagvattenreningsanläggningar. Data presenteras för kväve, fosfor, bly, koppar, zink, kadmium, krom, nickel, kvicksilver, suspenderat material (SS), olja och PAH. Ett urval av materialet presenteras i Tabell 2. Fosforhalter för de olika områdena beräknades variera mellan 0,16-0,28 mg/l medan kvävehalterna varierade mellan 1,27-1,80 mg/l. Föroreningshalter jämfördes också med olika riktvärde för dagvatten. Fosfor, bly, kvicksilver och oljehalterna överskred gränsvärden för klass "Dagvatten Låg" för flertalet av avrinningsområdena. Fosforhalterna för delområde 9 överskred dessutom klass "Dagvatten Hög". För de flesta beräknade parametrar bidrar avrinningsområde 1, 9 och 4 i huvudsak till belastningen. De är också de områden som har störst avrinningsområden. En ny beräkning för område 7-8 med recipient Hamrebäcken har utförts 2009 (SWECO Environment AB 2009). Den finns presenterad nedan tillsammans med mätdata från Hamrebäcken.



Figur 1. Avrinningsområden använda i SWECO VIAK rapport (2005). Källa: Magnus Bergström, Mälarenergi.

Tabell 2. Föroreningsbelastning för närsalter och några metaller från avrinningsområdena (SWECO VIAK 2005).

Område	Storlek (ha)	P (kg/år)	N (kg/år)	Cu (kg/år)	Zn (kg/år)	Ni (kg/år)	Olja (kg/år)
1	1241	1000	6700	140	720	45	6100
2	384	250	1600	30	120	9.0	920
3	318	200	1400	23	87	6.3	650
4	523	350	2300	45	180	12	1300
5	183	160	980	20	89	5.3	660
6	355	250	1700	25	100	7.7	820
7	481	240	2000	26	110	7.2	700
8	308	210	1300	24	110	7.2	810
9	580	640	3700	75	440	24	3400
10	241	130	920	15	83	4.6	620
11	496	160	1300	18	61	5.1	350
12	243	71	570	7,7	27	2.2	150
13	324	140	1000	18	65	4.6	420
S:a	5674	3800	25000	470	2200	140	17000

4.2 Dagvattenberäkningar från SMED

Beräkningar av halter kväve och fosfor i dagvatten har också utförts i ett SMED projekt (Svenska MiljöEmission Data) publicerat av Ryegård et al. (2006). Samma data finns presenterade i Tabell 14 i Larsson & Pettersson (2009) och där anges Västerås stad ha en bruttobelastning på Mälaren (e.g. angivet som Egentliga Östersjön) med 2520 kg fosfor/år och 22 600 kg kväve/år. I Bilaga 5 i Ryegård et al. (2006) finns också beräknade värden från andra delar av kommunen. Värden för Västerås stad kan jämföras de beräknade med Storm Tac 2005 där en fosforbelastning på 3800 kg/år och en kvävebelastning på 25 000 kg/år anges (SWECO VIAK 2005), se även Tabell 2. Värdena skiljer sig något åt och det kan bl.a. bero på att man har gjort beräkningarna med olika modeller och med olika storlek på avrinningsområdet.

Beräkningar av halter kväve och fosfor i dagvatten har också utförts i ett senare SMED-projekt (Svenska MiljöEmission Data) publicerat av Ryegård et al. (2007). Syftet med detta projekt var att förbättra metodiken för beräkning av kväve- och fosforbelastning från tätorter och vägar i Sverige. Rapporten innehåller en modell för förbättrade beräkningar av kväve och fosfor i dagvatten. Avrinningskoefficienter och läckageschabloner för kväve och fosfor har hämtats från Storm Tac i övrigt har en annan beräkningsmodell använts. Hänsyn har t.ex. även tagits till beräknad rening i reningsverk eller dagvattenanläggningar. I rapporten anges belastning per kommun i färgkodade kartor och därför har författaren inga exakta värden att presentera för Västerås stad.

4.3 Dagvattentunnlarna i Västerås

Bakgrund

I Västerås avleds en stor del av stadens dagvatten genom fyra U-formade dagvattentunnlar. Dessa byggdes mellan 1960-1977. Enligt Johansson & Kadic (2002) är de sprängda i berget på ett djup av 20-30 m och de är av arbetstekniska skäl överdimensionerade. När projektet

utformades fanns det en oro inom Mälarenergis organisation att vid kraftiga regn finns det en risk att ansamlade partiklar med partikelbundna föroreningar skulle kunna sköljas ut vid ett kraftigt regn (en sk. episod). Tunnelprojektet initierades därför av HAD gruppen under 2002. Carina Färm dåvarande doktorand vid Mälardalens Högskola och medlem i Västerås stads HAD-gruppen utformade tillsammans med författaren och studenterna Daniel Johansson och Zinaida Kadic examensarbetet. Det har titeln "Dagvattentunnlar – i samhällets eller miljön tjänst" och omfattade 10p. Examensarbetet syfte var att tjäna som underlag för bedömning av tunnelsegmentens effekter på recipienten och för att undersöka hur/och om man sanerat andra dagvattentunnlar i Sverige. För att försöka uppfylla syftet ställdes 5 frågeställningar (Johansson & Kadic 2002);

1. Vad har gjorts i Sverige angående dagvattentunnlar och dess sediment?
2. Vad innehåller sedimenten i Västeråstunnlarna och hur toxiska är de?
3. Med vilka saneringsmetoder kan sedimentet renas?
4. Hur ska sediment hanteras vid en sanering och vad säger lagen?
5. Hur ska den framtida driften och underhållet av tunnlar se ut?

En vetenskaplig artikel har sedan författats på de resultat som erhöles i fråga 2 ovan (Färm et al. 2003). Den presenterades vid ECOSUD konferensen 2003 i Siena, Italien. Examensarbetet innehåller även en bra historisk beskrivning av dagvattentunnlarna bl.a. finns flera fotografier på dagvattentunnlarnas tillkomst i Västerås.

Resultat från undersökningen av dagvattentunnlarna

I detta avsnitt har bara resultat från för denna rapport relevanta delar av ovanstående examensarbete sammanfattats. Observera att Bäckby tunneln och Hacksta tunneln har Kapellbäcken som recipient och Emaus tunneln och Önsta-Gryta tunneln har Svartån som recipient.

Sediment insamlades från 1 provtagningsplats/tunnel i Emaustunneln, Bäckbytunneln och Önsta-Grytatunneln. Hackstatunneln undersöktes ej. Sedimentet analyserades fysikalisk-kemiskt bl.a. utfördes analyser av metaller, BTEX och oljefraktioner och PAHer i sedimentet. Dessa analyser utfördes av ett kommersiellt laborieföretag. Dessutom utfördes 3 ekotoxicitetstester; 2 på porvatten (sedimentassocierat vatten) och 1 test på hela sedimentet. Vissa kompletterande fysikaliska-kemiska analyser utfördes på sedimenten vid MdH. Syftet med dessa var att undersöka om eventuella störfaktorer kunde bidra till den eventuella toxiciteten i proverna. En översiktlig riskbedömning av sedimentet gjordes genom att jämföra faktiska halter av miljöföroreningar med halter i det riskklassningssystem som utformats inom ramen för MIFO (Naturvårdsverket 1999c). Dessutom utfördes en jämförelse av halter i tunnelsegmenten med data för sediment från sedimenteringsdammen i Vallby (Johansson & Kadic 2002 och Tabell 7).

Metallanalyserna visade att det var främst Cu, Ni och Zn som förekom i förhöjda halter (riskklass 4). I jämförelsen med några andra lokala sediment fanns också en förhöjning av Cr och Pb. Tunga oljor detekterades också i riklig mängd och mycket förhöjda halter uppmättes jämfört med några andra Västeråslokaler. I Emaus- och Bäckbytunneln uppmättes också höga halter av cancerogena PAHer. De toxikologiska analyser visade att toxiciteten var associerad med det partikulära materialet och att toxiciteten var hög när hela sedimenten testades med MicrotoxSPT[®] (Tabell 3). Då det har visat sig att höga halter av elementärt svavel och stor andel finpartikulärt material kan "bidra till toxiciteten" i denna testmetod (se referenser i Färm et al. 2003) så kan en viss del av toxiciteten förklaras med närvaro av dessa s.k. störfaktorer.

När jag för denna rapport återigen gör en analys av toxiciteten i proverna gör jag ändå bedömningen att dessa sediment är klart toxiska.

För att undersöka om eventuellt upptaget sedimentmaterial skulle klassas som farligt avfall gjordes en klassning av sedimenten Johansson & Kadic (2002) enligt dåvarande gängse metod använd på VAFAB (Naturvårdsverket 1999c) och Bertil Mattson från VAFAB gjorde då bedömningen att vid denna tidpunkt skulle upptaget sediment ha klassats som farligt avfall p.g.a. oljehalten, närvaron av cancerogena PAH-er och metallinnehållet.

En bedömning av sedimentlagrens tjocklek gjordes också men eftersom det inte var möjligt att genomsöka tunnlarna kunde bara en övergripande kvantifiering göras. För att kunna kvantifiera sedimentmassorna behövs avancerad utrustning och vissa förslag framförs i arbetet. Författarna beskriver också hur Mälarenergi planerar drift och underhåll för tunnlarna i den nya dagvattenplanen.

Tabell 3. Microtox SPT® toxicitetsresultat för ett urval sedimentprover analyserade vid Mälardalens Högskola. Ju lägre 30 min-EC₅₀ värde desto mera toxiskt prov.

Provtagningsplats	30 min-EC ₅₀ (95 % konfidens- intervall) % våtvikt	30 min-EC ₅₀ (95 % c konfidens- intervall) % torrsvikt	Referens
Vallby sedimenteringsdamm			
Inlopp 1 ¹	0.54 (0.51-0.58)	0.34	Färm & Waara 2005
Inlopp 2 ¹	0.42 (0.37-0.47)	0.27	Färm & Waara 2005
Dagvattentunnlarna			
Bäckbytunneln	0,075		Johansson & Kadic 2002 Färm et al. 2003
Emaustunnel	0,10		Johansson & Kadic 2002 Färm et al. 2003
Önsta-Grytatunneln	0,48		Johansson & Kadic 2002 Färm et al. 2003

¹ – Sedimentet är centrifugerat för att ta bort porvatten och överliggande vatten. Det kan anses vara ett vattenmättat sediment.

4.4 Inkommande dagvatten vid Vallby och reningsgrad i sedimenteringsdammen

Vid Vallbymotet anlades 1998 en reningsanläggning för trafikdagvatten från E18 med omgivande ”väglandskap”. Anläggningen mottar dagvatten från ca 4.3 ha och vid byggnationen beräknades årsdygnsmedeltrafiken (ÅDT) vara ca 20 000 fordon/dygn. Anläggningen består av en sedimenteringsdamm, ett filtersystem och en våtmarksdamm anlagd på golfbanan vattnet rinner ut i Svartån. Längden på systemet är ca 1,5 km. Anläggningen är närmare beskriven av Färm och Renman (1999) och Färm (2001).

Flera rapporter och artiklar finns tillgängliga på vattenkvalitet på det inkommande vattnet till Vallby. Reningsanläggningen har också utvärderats. De flesta av studierna har genomförts av Carina Färm ensam eller i samarbete med andra forskare under hennes doktorandtid vid Mälardalens Högskola (Färm 2001, Färm 2002ab, Färm 2003, Färm & Waara 2005, Waara & Färm 2008) eller av examensarbetare under handledning av Carina Färm och Sylvia Waara. Under 1999 studerade Fornberg & Nilsson (1999) toxiciteten på inkommande vatten under en

nederbördsperiod i juni efter en lång torrperiod. Dessa prover har återanalyserats tillsammans med andra prover se nedan och Färm & Waara (2005) och Waara & Färm (2008). Under sommaren 1999 undersöktes också dammens reningsförmåga med hjälp av vattenkemiska analyser och passiva provtagare av märket Ekoskop. Samtidigt undersöktes möjligheten att använda transplanterad vattenmossa *Fontinalis antipyretica* som biologisk övervakningsmetod av reningsanläggningen (Nilsson 1999).

I det inkommande dagvattnets kvalitet har framför allt pH, konduktivitet, närsaltshalter och ett urval tungmetaller analyserats under perioden 1999-2002. I Tabell 4 visas ett urval av data. Data presenterade i Färm & Waara (2005) togs med hjälp en automatisk provtagare resterande prover har tagits manuellt vid nederbördsperioder. Den omfattande vattenkemiska analysen av inkommande vatten genomförd av Färm (2002b), även beskrivna i Färm & Waara (2005) visade att;

- 1) Inkommande dagvattens sammansättning varierar beroende på nederbörds mängd, nederbördsperiod och hur lång tid det är mellan nederbördstillfällena vilket också har påvisats i flera svenska och internationella studier (se referenser i artiklar och rapporter i denna studie).
- 2) Trafikdagvattnet i Vallby inte var så förorenat som förväntat av tidigare studier i Sverige och andra länder.
- 3) Ingen s.k. first flush effekt kunde påvisas.

Det ska observeras att uppmätta kvävehalterna i vissa av proverna var betydligt högre än de beräknade värdena presenterade i SWECO VIAK (2005) och Larsson & Pettersson (2009) däremot var uppmätta fosforhalter lägre.

Toxiciteten i det inkommande vattnet har också undersökt i ett stort antal prover (65 st). De var insamlade antingen manuellt under 1999 och 2000 eller med automatisk provtagare under 2000. Totalt representerar de 15 nederbördsperioder. Fyra olika testorganismer användes för att få en uppfattning om och när inkommande vatten var toxiskt och för att kunna avgöra vilken testorganism och testrespons som var mest känslig för i dagvattnet förekommande ämnen. Resultaten är översiktligt presenterade i Färm & Waara (2005). En mer detaljerad beskrivning av använda toxicitetstester samt en presentation och diskussion av resultaten finns i Waara & Färm (2008). Ingen toxicitet kunde detekteras i proverna. Detta resultat stämmer väl överens med de generellt sätt låga halter av metaller som detekterades i det inkommande vattnet. Emellertid observerades vissa morfologiska förändringar på *Lemna minor*, andmat i vissa provvatten tagna under ett januariregn och som innehöll höga halter klorid. I några fall uppvisade också inkommande dagvatten en tillväxtstimulering av *Lemna minor*, andmat jämfört med kontrollen. Detta fenomen har tolkats vara orsakade av de relativt höga halterna av närsalter i proverna jämfört med de halter som föreligger i kontrollvattnet (Färm & Waara 2008).

Jag vill särskilt poängtera att i vissa fall så var halterna av alla de analyserade metallerna så höga (se maxhalter av metaller i Tabell 4) att även om de inte orsakade någon negativ effekt i toxicitetstesterna (maximum 7 dagars exponeringstid) så skulle de enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999b) kunna orsaka biologiska effekter i recipienten om det inte behandlades (Färm & Waara 2005).

Undersökningar för att bedöma sedimenteringsdammens förmåga att reducera halter av närsalter och tungmetaller gjordes också parallellt med att det inkommande dagvatten analyserades under 2000 (Färm 2002b, Färm & Waara 2005). Följande reduktion observerades: 67 % för totalkväve, 78 % för totalfosfor, 92 % för COD, 52 % för Cr, 51 % för Cu, 26 % för Pb och 84 % för Zn.

Tabell 4. Inkommande dagvattens sammansättning till Vallbys sedimenteringsdamm.

Parameter	Antal prover	Medelvärde	Medianvärde	Min-Max	Tidsperiod	Referens
Basala fys-kem parametrar & närsalter						
TSS mg/l	40	38,5	27,5	5,0-149,0	2000	Färm & Waara 2005
Tot N mg/l	67	3,5	2,4	0,3-15,5	2000	Färm & Waara 2005
Tot P mg/l	67	0,1	0,1	<0,1 ¹	2000	Färm & Waara 2005
COD mg O ₂ /l	66	42,3	44,1	8,9-66,7	2000	Färm & Waara 2005
pH	e.a. ²	e.a.	e.a.	7,1-7,3	1999-2000	Waara & Färm 2008
Konduktivitet mS/m	e.a.	125	e.a.	6-680	1999-2000	Waara & Färm 2008
Cl ⁻ mg/l	e.a.	408	e.a.	27-2700	1999-2000	Waara & Färm 2008
Tungmetaller (µg/l)						
Cd	5	0,9	e.a.	e.a.	juni-juli 1999	Nilsson 1999
Cd	6	0,8	e.a.	e.a.	juli-augusti 1999	Nilsson 1999
Cd	12	0,15	0,31	e.a.	juli 2001	Färm 2002a
Cd	49	<0,3 ¹	<0,3 ¹	-	1999-2000	Färm & Waara 2005
Cr	5	1,3	e.a.	e.a.	juni-juli 1999	Nilsson 1999
Cr	6	2,8	e.a.	e.a.	Juli-augusti 1999	Nilsson 1999
Cr	12	2,12	3,00	e.a.	juli 2002	Färm 2002a
Cr	61	6,7	5,2	3,0-25,0	2002	Färm 2002b, Färm & Waara 2005
Cu	5	18,1	e.a.	e.a.	juni-juli 1999	Nilsson 1999
Cu	6	12	e.a.	e.a.	juli-augusti 1999	Nilsson 1999
Cu	12	40,80	9	e.a.	juli 2002	Färm 2002a
Cu	61	23,6	20,0	4,0-189,0	1999-2000	Färm 2002b Färm & Waara 2005
Pb	5	18,8	e.a.	e.a.	juni-juli 1999	Nilsson 1999
Pb	6	16,1	e.a.	e.a.	juli-augusti 1999	Nilsson 1999
Pb	12	5,40	1,70	e.a.	juli 2001	Färm 2002a
Pb	61	7,3	6,6	1,7-22,0	1999-2000	Färm 2002b

						Färm & Waara 2005
Zn	5	22,7	e.a.	e.a.	juni-juli 1999	Nilsson 1999
Zn	6	26,3	e.a.	e.a.	juli-augusti	Nilsson 1999
Zn	12	27,10	20,00	e.a.	juli 2001	Färm 2002
Zn	61	53,5	48,0	6,8- 163,0	1999-2000	Färm 2002b Färm & Waara 2005

¹ under detektionsnivån

² e.a. - ej angiven

Under sommaren 1999 undersöktes möjligheten att använda transplanterad vattenmossa, *Fontinalis antipyretica* för att utvärdera sedimenteringsdammens reningsförmåga. Två exponeringsperioder testades på 10 respektive 20 dagar. Försöket upprepades 1 ggr. Nederbörsmängden under försöksperioderna presenteras i Tabell 5. Den ursprungliga intentionen var att också undersöka reningseffektiviteten i det nedströms liggande våtmarkssystemet (bäckar och damm) på Västerås golfbana som tar emot renat dagvatten och bräddningsvatten från sedimenteringsdammen. Tyvärr var det inte möjligt att kvantifiera mängd vatten från sedimenteringsdammen jämfört med pumpat vatten till bäcken från Svartån så undersökningen begränsades genom att sätta ut mossor nära inloppet och nära utloppet, se Nilsson (1999) för vidare beskrivning. Mossorna inhämtades från Tomtsjön i Uppland eftersom den ursprungliga valda lokalen för mossor Svartån vid Forsby var mestadels uttorkade p.g.a. låg vattenföring orsakade av den ringa nederbörden våren 1999. Parallellt med metallövervakningen med vattenmossa mättes också metallhalt i vatten. Både koncentrationen lösta metaller och totala halten metaller analyserades (Nilsson 1999). Den totala halten metaller är angivna ovan i Tabell 4. Kontamineringsgraden i systemet bedömdes enligt 2 klassificeringssystem utvecklade av Naturvårdsverket (1999a) se Tabell 6. I det första klassificeringssystemet används den totala halten metaller i mossan som bedömningsgrund medan i det andra systemet beräknas kontaminationsfaktorer. Den transplanterade mossan ackumulerade metaller under bägge exponeringsperioderna men kontamineringsgraden var mycket låg-måttlig. De 2 klassificeringssystemet indikerade olika grad av kontaminering. Eftersom transplanterade mossor hämtades från Tomtsjön, en av punktutsläpp opåverkad sjö i ett kalkrikt område, hade de en mycket låg halt metaller vid transplanteringsstillfället (Tabell 6) anser vi att det andra klassificeringssystemet med kontamineringsfaktorer ger en mera representativ bild över den faktiska kontamineringsgraden. Oftast hade mossorna transplanterade vid utloppet lägre halt metaller än transplanterade mossor vid inlopp även om skillnaden ibland var liten (Nilsson 1999). Under den andra exponeringsperioden var dock halten bly högre i mossor transplanterade vid utloppet. Resultaten av studier indikerade att;

- 1) Vattenmossa är en lämplig art att använda för övervakning av konstruerade ekosystems förmåga att reducera metallhalter.
- 2) Kontamineringsgraden var låg under undersökningsperioden.

I kommande försök vore det en fördel att använda vattenmossa från opåverkade lokaler i Svartåns avrinningsområde samt att upprepa försöken under en mera intensiv nederbördsperiod.

Tabell 5. Nederbörd före och under tiden för mossundersökningen (Waara & Nilsson opublicerat). Väderdata från Hässlö Flygplats, Västerås (SMHI 1999).

	Före exponering	Exponeringsperiod		
		1 st halvan	2 nd halvan	Totalt
Nederbörd(mm)	Totalt, 3 dagar före transplantation			
Första exponeringsperioden (juni-juli 1999)	5,2	11,9	11,4	23,3
Andra exponeringsperioden (juli-augusti 1999)	0,3	36,9	5,1	42,0

Under den andra mossexponeringsperioden utplacerades också några passiva provtagare av märket Ekoskop vid utloppet. Resultaten presenteras i Tabell 8 tillsammans med resultat från 2 andra undersökningar med passiva provtagare i Västerås. Även denna analys indikerade att kontamineringsgraden var låg under försöksperioderna i Vallby. Den högsta kontamineringsgraden noterades för zink medan halten av bly minskade (e.g. det var ett läckage av bly från Ekoskopet). Resultaten av mätningarna med de passiva provtagarna ansågs vara för litet för att göra några jämförelser mellan Ekoskopet och vattenmossans metallackumuleringsförmåga (Waara & Nilsson opubl.). Naturligtvis kan faktorer som ursprunglig koncentration metall/provenhet och metallernas förekomstformer påverka ackumuleringsförmågan.

Tabell 6. Klassificering av metallinnehåll i transplanterad vattenmossa *Fontinalis antipyretica* under 2 exponeringsperioder under sommaren 1999 i Vallby sedimenteringsdamm, Västerås. Två olika klassificeringsmetoder har använts enligt Naturvårdsverket (1999ab). Bearbetade data av Waara & Nilsson (opublicerat) från Nilsson (1999).

Exponering: plats och längd	Kadmium	Krom	Koppar	Bly	Zink					
1st exponeringsperiod –juni/juli 1999										
Inlopp 9 dagar	låg ¹	* ²	mycket låg	***	måttlig	*	mycket låg	*	låg	*
Inlopp 19 dagar	låg	*	mycket låg	**	måttlig	*	mycket låg	*	låg	*
Utlopp 9 dagar	låg	*	mycket låg	**	måttlig	*	mycket låg	*	låg	*
Outlet 19 days	låg	*	mycket låg	**	måttlig	*	mycket låg	*	låg	*
2nd exponeringsperioden – juli/augusti 1999										
Inlopp 10 dagar	mycket låg	*	mycket låg	*	måttlig	*	mycket låg	*	låg	*
Inlet 20 dagar	mycket låg	*	Måttlig	***	måttlig	*	måttlig	***	måttlig	**
Utlopp 10 dagar	mycket låg	*	Låg	**	måttlig	*	låg	**	låg	*
Utlopp 20 dagar	mycket låg	*	Låg	**	måttlig	*	måttlig	**	låg	*
Jämförvärden										
Mossa från Tomtsjön	mycket låg	mycket låg	låg	mycket låg	mycket låg					
Bakgrunds- koncentrationer ³	låg	Låg	låg	låg	låg					

¹ Klassificeringssystem 1, klassificering av tillstånd enligt uppmätta metallhalter i vattenmossa (mg/kg ts) enligt Naturvårdsverket (1999a)

Cd i mg/kg ts; mycket låg ≤ 0.3; låg 0,3-1,0; måttlig 1,0-2,5; hög 2,5-15; mycket hög >15

Cr i mg/kg ts; mycket låg ≤ 1.5; låg 1,5-3,5; måttlig 3,5-10; hög 10-50; mycket hög >50

Cu i mg/kg ts; mycket låg ≤ 7; låg 7-15; måttlig 15-50; hög 50-250; mycket hög >250

Pb i mg/kg ts; mycket låg ≤ 3; låg 3-10; måttlig 10-30; hög 30-150; mycket hög >150

Zn i mg/kg ts; mycket låg ≤ 60; låg 60-160; måttlig 160-500; hög 500-2500; mycket hög >2500

² Klassificeringssystem 2, klassificering av tillstånd genom användning av kontaminationsfaktorer, Kf enligt Naturvårdsverket (1999b)

* = Kf < 2 indikerar ingen eller obetydlig påverkan, ** = Kf =2,0-4,0 indikerar liten påverkan, ***=Kf 4,0-10,0

indikar tydlig påverkan, ****=Kf=10-25 indikerar hög påverkan, *****=Kf> 25 indikerar mycket hög påverkan

³ Bakgrundskoncentration i vattenmossa enligt Naturvårdsverket (1999b)

Akkumulerad sedimentmängd, innehåll av föroreningar i sedimentet och sedimentets toxicitet undersöktes 2001 (Färm 2002b, Färm & Waara 2005). Akkumulerad mängd sediment var vid inloppet 5-8 cm och vid utloppet 1-5 cm. Sedimentationshastigheten beräknades efter 1,5-års drift vara 15-80 mm/år (Färm 2002b). Resultatet av sedimentanalyserna presenteras i Tabell 7. Metallhalterna i sedimentet jämfördes med metallhalter i sediment från andra sedimenteringsdammar och bedömdes vara lägre Detta kan bero på att dagvattenkvaliteten är platsspecifik men även att de andra undersökningarna skedde i början av 90-talet innan reglering av blyanvändning hade trätt i kraft (Färm 2002b).

För att bedöma föroreningsgrad jämfördes metallhalter i sedimentet med olika riktvärden hämtade från olika bedömningsgrunder för miljökvalitet. För mer detaljerad beskrivning se Färm & Waara (2005). Av analyserade metaller överskred kadmium och nickel 2 av riktvärdena, det för förorenad mark och riktvärdet för om det är tillåtet att sprida ev. insamlat sediment på åkermark.

Sedimentets toxicitet testades också med samma metoder som användes i det beskrivna tunnelprojektet ovan. Två sedimentprover (samlingsprov) togs från inloppet. Det var inte vid provtagningsstillfället möjligt att ta upp sediment vid utloppet. Porvatten isolerat från sedimenten var inte toxiska. Däremot kunde sedimenten analyserade med Microtox SPT[®] klassificeras som mycket påverkade av punktkälla enligt Naturvårdsverkets riktlinjer (1999c). Samma reservations för tolkning av resultat p.g.a. närvaro av störfaktorer som i ovan beskrivna tunnelstudie föreligger även i denna undersökning, för mer detaljerad förklaring se Färm & Waara (2005).

4.5 Kapellbäcken

Data från Kapellbäcken har erhållits från 4 studier förutom studien på Bäckbytunneln som är beskriven ovan i avsnittet om dagvattentunnlarna i Västerås. I ett examensarbete från Mälardalens Högskola av Karin Schüttzen med titeln "Översiktlig undersökning av dagvattenkvalitén i Kapellbäcken, Västerås en analys av förekomsten av metaller och opolära organiska föreningar" har bl.a. vatten-kemiska analyser utförts med passiva provtagare av märket Ekoskop och genom stickprov. Bottenfaunans sammansättning studerades också. En detaljerad omgivningsbeskrivning och kartor med angivna provtagningsplatser, de flesta dagvattenbrunnar finns i Schüttzen (2005). Detta arbete utförde som en del av Henrik Jacobssons doktorandarbete och ett urval av resultaten har senare presenteras i en vetenskaplig artikel (Jacobson et al. 2006). Bara ett utdrag av resultaten presenteras i denna rapport. Den tredje studien kommer från den periodiska miljöbesiktningen av Västerås Hamn 2005. Tre dagvattenbrunnar benämnda DH 16, DH 19 och DK 5 har studerats. Mätdata tagna 1 ggr/år har sammanställts för åren 2000-2005 (WSP Environmentals 2005). Om författaren har förstått saken rätt ska DK5 vara utloppet för hela Kapellbäckens avrinningsområde. Om det är Kapellbäcken eller Mälaren direkt som är recipient till de övriga 2 provtagningspunkterna är för författaren oklart i skrivande stund. Industriutsläpp direkt till kapellbäcken kan också förekomma. Det betyder att en del mätdata kanske inte bara representerar dagvatten utan också industriella utsläpp. Den fjärde studien kommer från sedimenteringsdammen som nyligen konstruerats vid Ragnsells Metall AB. Analysresultat från ett provtagningsstillfälle på utgående vatten 2009 har delgivits författaren. Analysresultaten visar att utsläppskraven uppfylls (Fredriksson 2009). Dessa mätdata kommer inte vidare kommenteras i denna rapport.

Tabell 7. Fysikalisk-kemisk analys av sediment från dagvattentunnlarna (Johansson & Kadic 2002, Färm et al. 2003) och Vallbys sedimenteringsdamm för trafikdagvatten i Västerås (Färm 2002b, Färm & Waara 2005).

Plats	Tjocklek (cm)	As (mg/kg)	Cd (µg/kg)	Co (mg/kg)	Krom (mg/kg)	Koppar (mg/kg)	Nickel (mg/kg)	Bly (mg/kg)	Vanadin (mg/kg)	Zink (mg/kg)	Torrsubstans (%)	Glödgningsförlust (%)
Vallby sedimenteringsdamm												
Inlopp 1	8	e.a. ¹	0,85	e.a.	36	78	53	45	e.a.	269	52	44
Inlopp 2	8	e.a.	0,27	e.a.	22	45	32	31	e.a.	174	39	83
Utlopp	1,5	e.a.	0,17	e.a.	19	31	31	26	e.a.	124	e.a.	34
Dagvattentunnlarna²												
Emaus tunneln (medel)	e.a.	10,2±3,5	1,15±0,25	19,6±2,8	51,0±8,2	152±22	32,0±5,3	61,4±10,3	e.a.	609±113	29,2	e.a.
Bäckby tunneln (medel)	e.a.	13,5±4,6	2,93±0,65	24±3,1	75,7±12,2	159±24	47,8±7,8	98,2±16	e.a.	948±176	26,3	e.a.
Önsta Gryta tunneln	e.a.	20,7±7,1	1,69±0,38	34,7±4,3	65,5±10,5	106±16	50,5±8,2	74,5±12,5	e.a.	974±180	22,7	e.a.

¹ Ej analyserat

² Fler metaller är analyserade se Johansson & Kadic (2002) för fullständiga analysresultat. Data på torrsubstans har erhållits från arkiverade analysprotokoll i författarens egen ägo.

Resultat från mätningar med passiva provtagare av märket Ekoskop finns presenterade i Tabell 8 och Tabell 9 (Schüttzen 2005, Jacobson et al. 2006). Observera att två olika nollor för metallanalyserna har använts i studien. För alla provtagningspunkterna utfördes också analyser på Hg men ingen skillnad jämfört med nollorna kunde detekteras. För provtagningspunkterna presenterade i Tabell 9 d.v.s. DUT287 (Ekoskop5040), DNB5229 (Ekoskop 5043) och DNB5455 (Ekoskop 5047) analyserades också halten av Sb, Be, B, Cs, Dy, Er, Eu, Gd, Ge, Au, Hf, Ho, In, Ir, I, Lu, Mo, Nb, Os, Pt, Re, Ru, Sm, Ag, S, Tl, Ta, Te, Tb, Th, Tm, Bi, Yb och ingen skillnad mot nollan kunde detekteras (Schüttzen 2005, Jacobson et al. 2006). Ett stort antal opolära organiska föreningar analyserades också däribland PAHer och ftalater. De flesta opolära organiska föreningar kunde inte detekteras men i alla prover detekterades alifater och vissa ftalater. I vissa Ekoskop detekterades också alkylerade bensener, ytterligare några ftalater, nonylfenol, PAHer, etylbensen och o-xylen för en detaljerad beskrivning och analys av resultat se Schüttzen (2005) och Jacobson et al. (2006).

Ett försök till rangordning av provtagningspunkterna gjordes av Schüttzen (2005) och Jacobson et al. (2006). Rangordning gjordes dels för metaller och dels för opolära organiska föreningar. Rangordningen gjordes oberoende av de halter som fanns ursprungligen i Ekoskoperna utifrån lägst halt lägst rankingnummer/förening. För varje provtagningsplats summerades därför de enskilda rankingpoängen/förening. Provtagningsplats med högst rankingpoäng anses därför vara den mest kontaminerade. Resultatet för rangordningen av metaller presenteras i Tabell 8, observera att 2 rangordningar har skett utifrån användning av 2 olika nollor. Med avseende på metaller bedömdes provtagningsplats DNB 5219 på Saltängsvägen vara den mest kontaminerade tillsammans med DNB 5455 på Sjöhagsvägen. Med avseende på opolära organiska föreningar bedömdes provtagningsplats DNB5423 på Järnmalmsgatan och återigen DNB5455 på Sjöhagsvägen vara de mest kontaminerade. I studien var det inte möjligt att identifiera enskilda verksamhetsutövare som föroreningskälla p.g.a. den översiktliga karaktären på undersökningen och examensarbetarens begränsade tid till förfogande.

Två bottenfaunaprover har också analyserats av Schüttzen et al. (2005) och Jacobson et al. (2006). Ekosystemet innehåller en del arter och de flesta bedömdes vara föroreningstoleranta arter (Tabell 10).

Ett urval av mätdata från Mälarhamnar ABs periodiska miljöbesiktning 2005 (WSP Environmentals 2005) finns presenterad i Tabell 11. Ytterligare mätdata finns presenterade i rapporten (WSP Environmentals 2005). Det är svårt att göra någon djupare analys av mätdata då de representerar ett stickprov per år och nederbörden och aktiviteten i hamnområdet vid de olika mättillfällena inte är kända av författaren till denna rapport. Det är uppenbart att för de flesta parametrar var halterna generellt låga 2005 men väldigt höga halter av viss närsalter och föreningar uppmättes i DH16 2002, i DH 19 2000 och i DK5 2001 och 2002.

4.6 Hamrebäcken och dagvattenreningssystemet vid Hälla

Tre olika studier har utförts i Hamrebäcken. Nyligen har en modellering med hjälp av Storm Tac (version 2009-12) utförts. Denna är i sin tur en uppföljning av en studie gjord 2005 se ovan. I studien för 2009 har beräkningar av föroreningshalter skett enligt ny information om avrinningsområdet. De tidigare avrinningsområdena 7 och 8 (SWECO VIAK 2005) har utökats med 267 ha jordbruksmark och 100 ha skog samt minskats med 2 ha för markanvändning lätt industri baserat på flygfoton. Det uppdaterade avrinningsområdet

beräknas vara 1154 ha stort. Både föroreningshalter och årsbelastning för kväve och fosfor, några metaller, suspenderat material och olja finns beräknade. Belastningen av fosfor beräknades till 573 kg/år vilket kan jämföras med den tidigare sammanlagda belastningen för område 7 och 8 på 460 kg/år (SWECO VIAK 2005). Belastningen av kväve beräknades till 5252 kg/år vilket kan jämföras med den tidigare beräknade sammanlagda belastningen för område 7 och 8 på 3300 kg/år. Det ska därmed observeras att Hamrebäcken inte bara tar emot närsalter från dagvatten utan också från omgivande jordbruks- och skogsmark.

En studie har utförts 2001 innan sedimenteringsdammen anlades och rensning av diken skedde (Waara och Odelström opublicerat). Bottenfaunaanalyser och toxicitetstester har utförts på 6 olika provtagningsplatser. Dessa data ska tjäna som underlag vid en eventuell bedömning av biologisk status av Hamrebäcken uppströms och nedströms reningsanläggningen vid Hälla. De diskuteras inte närmare här.

Under 2009 har Jakob Engströms utfört ett examensarbete med titeln ”Utredning av dagvattenrening med passiva provtagare – en studie över dagvattnet från Hälla köpcentrum” (Engström 2009). Syftet har varit att dels utvärdera användning av passiva provtagare som provtagnings teknik i dagvattenreningsanläggningar samt att utvärdera dagvattenreningsanläggningens effektivitet. Studien utfördes under april-maj 2009, en tidsperiod med tämligen ringa nederbörd. Den ursprungliga intentionen var att försöka följa snösmältningen men eftersom sedimenteringsbrunnar och oljeavskiljare behövdes tömmas först hann snön smälta bort innan provtagare placerades ut. Dagvattenreningsanläggningen finns beskriven i Engström (2009). Passiva provtagare av märket Ekoskop placerades ut på 9 olika lokaler utvalda så att de skulle täcka flöden både från parkeringsytor vid Hälla köpcentrum och flöde från omgivande skog- och jordbruksmark (golfranchen) se Tabell 8. Vid provtagningspunkterna lades också mattor på botten för att undvika att de passiva provtagarna kom i kontakt med sedimentet under exponeringstiden. Ett urval metaller och organiska föreningar analyserades. På 2 provtagningsplatser analyserades också kvicksilver. Totalkvävehalt och totalfosforhalt analyserades också vid 2 tidpunkter med högt flöde och 2 tidpunkter med lågt flöde. Vid högt flöde uppmättes kvävehalter runt 4 mg/l i flera provtagningspunkter medan den högsta uppmätta fosforhalten var 0,25 mg/l. Resultaten från metallanalyserna presenteras i Tabell 8. Höga halter av bl.a. zink, bly, kobolt, koppar och arsenik kunde detekteras i flera provtagningspunkter. De analyserade organiska föroreningarna förekom generellt sätt i låga halter men aromater detekterades på 2 platser och dietylhexylftalat (DEHP) på en provtagningsplats. Under pågående studie observerades också att vattnet bräddades redan vid lågt flöde vid flera av oljeavskiljarna och även vid sedimentationsdammen observerades bräddning vid låga flöden. Det sistnämnda kan bero på att inloppsroret är smalt. Under provtagningsperioden var det också nödvändigt att justera de passiva provtagarna 2-3 ggr/vecka så att de inte torkade vid låga flöden. Liknande justeringar fick också göras i Vallby sedimenteringsdamm under undersökningarna med vattenmossa och passiva provtagare sommaren 1999 (Nilsson 1999).

Tabell 8. Metallhalter i passiva provtagare av märket Ekoskop ($\mu\text{g}/\text{kg}$ jonbytare) utsatta i Vallby sedimenteringsdamm (Nilsson 1999), dagvattensystemet längs Kapellbäcken (Schüttzen 2005, Jacobson et al. 2006) och Hamrebäcken (Engström 2009).

Eco-scope	Platsbeteckning	Kadmium	Krom	Koppar	Nickel	Bly	Zink	Rankning ⁶
Vallby sedimenteringsdamm, juli-augusti 1999								
Nolla	Kontroll	<2,4	200	370	950	270	119	-
1.	Utlopp (10d)	9,7	210	1200	970	130	3100	-
2.	Utlopp (20d)	7,7	170	890	850	110	2300	-
Kapellbäcken, december 2004-januari 2005								
Nolla 1 ¹	Kontroll	<1,2	250	140	290	48	960	-
Nolla 2 ²	Kontroll	<29	210	150	250	50	920	-
E5028	DNB2760	12	260	300	4400	340	15000	27
E5029	DNB2818	45	330	380	760	720	49000	48
E5030	DK5* Norr	26	340	1100	1300	750	21000	46
E5032	DUT99	14	290	380	470	340	9200	26
E5033	DNB5172	29	280	15000	1500	490	24000	51
E5034	DNB5235	18	250	1200	900	840	8200	32
E5035	DNB2780	38	270	440	1400	630	23000	43
E5037	Oljekajen, Västra hamnen ^{3,4}	7,6	260	290	360	160	5600	8
E5039	Södra delen av Bäcklunden ³	13	300	270	450	330	6900	17
E5040	DUT287	<29	330	330	<250	400	8200	102
E5041	DK5* Syd	25	470	1500	1400	1000	22000	53
E5042	DNB5130	28	370	750	1600	250	16000	43
E5043	DNB5229	<29	400	400	660	1100	28000	100
E5045	DNB5423	14	340	730	1500	1800	17000	44
E5046	DNB5219	30	470	1900	1300	3400	33000	62
E5047	DNB5455	<29	1000	1000	<250	5100	11000	130

Hamrebäcken, april-maj 2009								
	Nolla	<6,1	490	<61	280	<61	<610	-
	Golfranch	<6,6 ⁵	640	490	330	260	8300	-
	Oljeavskiljare, IKEA inlopp	62	990	4700	1500	1700	59000	-
	Oljeavskiljare, IKEA utlopp	16	640	1200	880	520	25000	-
	Oljeavskiljare Onoff inlopp	<6,1 ⁵	800	2000	540	1000	32000	-
	Oljeavskiljare, Onoff utlopp	<6,2 ⁵	870	510	670	880	26000	-
	Dammen inlopp	11	530	1900	910	490	17000	-
	Dammen utlopp	<6,3 ⁵	590	510	510	240	8100	-
	Hamre	14	490	2600	1100	360	20000	-

¹ Nolla för alla Ekoskop använda i Kapellbäcken utom E5040, E5043 och E5047

² Nolla för Ekoskop E5040, E5043 och E5047

³ Dessa provtagningspunkter är inga dagvattenbrunnar

⁴ Denna provpunkt har antagligen Mälaren som recipient

⁵ Under detektionsnivån

⁶ Rankning av alla metalldata enligt Schützen (2005)

Tabell 9. Utökad metallkaraktärisering i provpunkt DUT287 (Ekoskop 5040), DNB5229 (Ekoskop 5043) och DNB5455 (Ekoskop 5047).

Ämne	Nolla	E 5040	E 5043	E 5047
Al	390	78000	77000	160000
As	<29	83	<29	710
Ba	46	34000	12000	34000
Br	<29	190	230	680
Ce	<29	710	540	1000
P	<29	170	<29	440
Ga	<25	45*	29*	100
Fe	<29	360000	200000	1400000
Ca	14000	22000000	10000000	23000000
K	1300	57000	470000	66000
Si	<29	1400	420	2000
Cl	<29	2100	2600	1900
Co	<29	620	460	230
C	<29	5300	1200	<29
Cu	150	550	1600	1800
Cr	210	330*	400*	1000
La	<29	640	310	630
Li	<29	110	540	140
Mg	410	2000000	2300000	2100000
Mn	50	210000	52000	120000
Na	20000	78000	14000000	110000
Nd	<29	280	220	420
Ni	250	<250	660	<250
Pr	<29	100	71	140
Rb	<29	240	880	370
Se	<29	55*	100	<29
Sc	<29	160	150	170
Sr	<29	99000	31000	81000
Sn	52	57*	60*	170
Ti	<29	11000	11000	16000
U	<29	130	270	180
V	<29	230	200	1700
W	<29	95	51*	97
Y	<29	360	240	450

Tabell 10. Resultat från bottenfaunaundersökningen i Kapellbäcken, 2004 (Schützen 2005, Jacobson et al. 2006).

Art	Antal
Provpunkt 1 (uppströms)	
Hundiglar (<i>Erpobdella octoculata</i>)	5
Bithyniasnäckor (<i>Bithynia tentaculata</i>)	3
Vattengråsuggor (<i>Asellius aquaticus</i>)	3
Sävlarver (<i>Sialidae</i>)	1
Glattmaskar (<i>Tubificidae</i>)	35
Fjädermygglarver (Chironomidae)	2
Nattsländelarv (Trichoptera)	1
Provpunkt 2 (nedströms)	
Hundiglar (<i>Erpobdella octoculata</i>)	4
Allmän broskigel (<i>Glossiphonia complanata</i>)	1
Tvåögd broskigel (<i>Helobdella stagnalis</i>)	1
Vattengråsuggor (<i>Asellius aquaticus</i>)	10
Fjädermygglarver (Chironomidae)	2

Tabell 11. Resultatsammanställning dagvattenprovtagningar (Data från WSP Environmentals 2005).

Dagvattenbrunnar	Dagvattnets innehåll (mg/l) *	brunn DH16 (mg/l)						brunn DH19 (mg/l)						brunn DK5 (mg/l)					
		2000	2001	2002	2003	2004	2005	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2000	2001	2002	2003	2004	2005
År																			
Opolära alifatiska kolväten	0-2,7 (mineralolja)	0,4	0,8	1,3	< 1,0	< 1,0	< 1,0	0,7		2,8	< 1,0	< 1,0	< 1,0	55	2,8	100	< 1,0		< 1,0
Totalt extraherbara alifater		1,4	0,8	3,5	< 1,0	< 1,0	< 1,0	12		5	< 1,0	< 1,0	< 1,0	72	8	120	< 1,0		< 1,0
Totalt extraherbara aromater		< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1,0	< 1,0	< 1,0	7,7		< 0,5	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1,0		< 1,0
Bly	0,03-0,10	0,42	0,23	2	0,5	0,16	0,02	0,62		0,057	0,2	0,12	0,05	0,032	0,35	0,002	0,008		0,01
Järn		13	28	16	19	14	13	55		8,5	5,6	4,2	2,3	12	33	0,81	6,7		0,54
Koppar	0,035-0,15	0,12	0,15	1,2	0,26	0,076	0,013	0,59		0,025	0,1	0,029	0,062	0,042	0,23	0,009	0,016		0,006
Zink	0,23-0,45	1,1	0,64	7,6	2,6	0,70	0,07	5,4		0,23	0,71	0,24	0,02	0,17	1,5	45	0,08		0,02
Fosfor	0,2-0,6	0,15	0,41	2,2	0,45	0,45	0,18	1,3		0,02	0,13	0,09	0,03	0,21	1,5	0,11	0,17		0,05
Kväve	1,5-2,5	0,51	2,2	21	1,4	3,7	8,0	140		1	0,95	2,3	2,0	1,8	3,9	1,5	3,0		0,64
Suspenderad substans		59	160	780	280	120	33	490		41	58	41	8,5	100	650		13		5,6
COD(Cr)	60-110	34	140	780	140	100	49	1 400		30	51	< 30	< 30	130	950	38	<30		< 30

4.7 Limstabäcken

Två studier har erhållits som fokuserar på dagvattnets från Västerås Flygplats och hur det påverkar Limstabäcken. Den ena är Västerås Flygplats AB miljörapport för 2008 (Västerås Flygplats AB 2008). Flygplatsen har under en längre tid haft 3 provtagningslokaler i Limstabäcken. Analyserade parametrar och provtagningsfrekvens verkar ha varierat under årens lopp. Den andra studien är ett examensarbete utfört av Hanna Wikström & Maria Winge med titeln ”Vattenmiljön runt Västerås flygplats – halkbekämpningens påverkan (Wikström & Winge 2006). I studien analyserades de 3 provtagningspunkterna som ingår i flygplatsens recipientkontrollprogram samt prover från ytterligare 2 provtagningspunkter. Både vattenkemiska parametrar och bottenfauna analyserades. Resultaten från bägge undersökningarna indikerar att provtagningsplatserna är tydligt påverkade bl.a. av höga kväve- och fosforhalter t.ex. har totalkvävehalter upp till 25 mg/l uppmätts under 2006. Det är emellertid inte alltid så stor skillnad mellan halter i den uppströms liggande provtagningspunkten jämfört med de som ligger på eller nedströms området. Det är uppenbart, att liksom Hamrebäcken, tar Limstabäcken emot vatten från uppströms liggande jordbruks- och skogsmark men hur stort avrinningsområdet är och vilken typ av mark den består av har författaren ingen kännedom om.

4.7.1 Dagvattnets sammansättning vid Tunbytorp

Några vattenkemiska analyser vid Tunbytorp har analyserats 2007 av två examensarbetare vid MdH. Resultaten presenteras i Tabell 12. Uppmätta metallhalter är jämförbara med de i inkommande vatten till Vallby. pH-värdet är dock något lägre.

Tabell 12. Dagvattnets sammansättning vid Tunbytorp vid 3 provtagningsstillfällen under nederbördsperioder 2007. Data hämtade från Blom & Skogsfjord (2008).

Datum för provtagning	Cu (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)	Konduktivitet	pH
2007-03-08	37	21	157	486	6,0
2007-04-18	52	29	137	168	6,0
2007-05-07	18	u.d.	51	770	6,7

5 Slutsatser och förslag till förbättrad miljöanalys och åtgärder

Litteraturstudien visar att flera olika typer av undersökningar har gjorts för att undersöka dagvattnets sammansättning i Västerås stad. Majoriteten av studierna är dock begränsad i tid och rum och därför saknas jämförande studier där man använt samma analysmetodik under likartade förhållande. Bara en handfull av studierna rapporterar värden för kväve och fosfor. En första rekommendation är därför att skapa ett kontrollprogram för åtminstone några provpunkter där hög föroreningsbelastning kan förekomma vissa perioder på året. Observera dock att för den centrala staden finns inga tillgängliga mätdata. Insamling av mätdata för jämförelse med presenterade mätdata bör därför övervägas.

Höga halter av kväve d.v.s. över 5 mg/l, en gräns som anges i StormTac som Dagvattenhög (SWECO VIAK 2005) för mindre känsliga recipienter, har observerats både i inkommande vatten till Vallby och i Limstabäcken. Kvävehalter upp mot 4 mg/l har dessutom uppmätts i Hamrebäcken. Uppmätta fosforhalterna var generellt sätt lägre än den gräns på 0,25 mg/l som anges i Storm Tac som dagvattenhög (SWECO VIAK 2005) men halter upp mot 0,5 mg/l har uppmätts i Kapellbäcken och i Limstabäcken.

I de flesta undersökningar har mätdata presenteras för ett urval metaller och ibland har dessa kompletteras med vissa analyser av organiska ämnen. Med tanke på att både hormonstörande ämnen såsom ftalater och mutagena och cancerogena ämnen såsom PAHer har detekterats i vissa prover rekommenderas att dessa ingår i kontrollprogrammet. Prioriterade ämnen enligt EUs Vattendirektiv kan också inkluderas i en sådan undersökning. Det är också möjligt att med hjälp av toxicitetstester detektera eventuella reproduktionsstörande och genotoxiska ämnen i miljöprover.

Vid beräkning av föroreningsbelastning i Västerås stad med Storm Tac bedömdes delområde 1, 9 och 4 vara de mest belastande av de 13 identifierade avrinningsområdena. Detta faktum gäller även för närsalter. För delområde 1 finns också en detaljerad vattenkemisk analys med hjälp av passiva provtagare och en analys av Bäckbytunnelns sediment som stödjer beräkningsmodellens uppgifter. En djupare miljöanalys av mätdata och en uppdelning av avrinningsområdet i mindre delar med förnyad belastningsberäkning kan förbättra miljöanalysen och därmed också förbättra möjligheterna att identifiera de mest föroreningsbelastade områdena inom avrinningsområdet. Dessutom skulle man i efterhand kunna beräkna föroreningsbelastning med Storm Tac för den period de passiva provtagarna var utlagda i Kapellbäcken under 2004-2005. En annan möjligt är att med hjälp av beräkningsmodellen Storm Tac beräkna förväntad reningsgrad av sedimenteringsdammen vid Ragnsells Metall AB och jämföra dessa med uppmätta värden. Provtagning som för delområde 4 och 9, se nedan, bör också övervägas.

Då både beräkningsmodellen och undersökning av dagvattensedimentet från Bäckby tunneln och Emaus tunneln indikerar att dagvattnet är förorenat och sedimentet skulle ha klassat som farligt avfall då undersökningen utfördes 2002 rekommenderas en fördjupad undersökning av dagvattnets sammansättning i alla dagvattentunnlarna. Provtagning under en längre nederbördsperiod med flödesproportionella provtagare och analys av närsalter, ett brett spektrum av metaller och organiska miljögifter är önskvärt.

Dagvatten från delområde 7 och 8 har i en ny beräkning av föroreningsbelastning från 2009 utökats med område NÖ staden som består av jordbruks och skogsmark. Detta nya avrinningsområde bedöms ha Hamrebäcken som recipient. Det beräknas ha en mindre påverkan än avrinningsområde 1, 9 och 4. Dock finns här, liksom i Limstabäcken, en klar påverkan av närsalter som kan härröra både från dagvatten och från annan markanvändning såsom jordbruk och skogsbruk i området. I dessa recipienter skulle det vara intressant med en bättre kvantifiering av dagvattnets belastning jämfört med andra källor.

Renings effektivitet har presenterats för några dagvattenreningsanläggningar. Mest mätdata finns från Vallby sedimenteringsdamm. Från den tämligen nyanlagda sedimenteringsdammen på Ragnsells Metall AB finns mätdata från ett prov på utgående vatten. Reningsgrad går därför inte beräkna bara att det vid tillfället uppfyllde utsläppskraven. För de andra reningsanläggningarna finns inga kända utsläppskrav. Det är välkänt att anlagda sedimenteringsdammar i Sverige ofta är underdimensionerade så också Vallby. Vad det gäller de andra 2 sedimenteringsdammarerna finns inga uppgifter om dimensionering för tillfället. För reningsanläggningen i Hälla & Hamrebäcken upptäcktes brister i dimensioneringen och vattnet bräddades redan vid mycket låga flöden under 2009. Med tanke på att anläggningskostnaden har varit hög bör dimensionering och driftsrutiner ses över och förbättras. Även för Vallby och Hälla och Hamrebäcken är det möjligt att i efterhand beräkna föroreningsbelastning med hjälp av Storm Tac under de tidsperioder som aktiv provtagning har pågått. Om reningsanläggningarna ska fungera väl även för kväverening bör mera hänsyn tas till biologiska processer såsom nitrifikation och denitrifikation. En möjlighet är att anlägga bevuxna våtmarker i de befintliga sedimenteringsdammarernas närhet. Mera fokus på närsalter och god reningsförmåga vid tillfälligt höga flöden bör också beaktas vid nyanläggning.

Efter sedimenteringsdammarerna i Vallby och Hälla finns insatser för filtermaterial och då forskning på användning av filtermaterial vid rening av dagvatten och lakvatten har pågått i Sverige och i närområdet under en längre tid rekommenderas att ett samarbete med forskare t.ex. vid Mälardalens Högskola initieras och att nya filtermaterial testas. Författaren anser dock att för reduktion av kväve är konstruerade våtmarker betydligt mera effektiva och lättskötta än reaktiva filtermaterial.

6 Referenser

Blom M. & Skogsfjord M. 2008. Masugnsslaggens potential som filtermaterial för metaller och väg dagvatten. Examensarbete i miljöteknik, Mälardalens Högskola, Västerås. Arbetet är publicerat i DIVA se <http://www.diva-portal.org/smash/search.jsf>

Engström J. 2009. Utredning av dagvattenrening med passiva provtagare – en studie över dagvatten från Hälla köpcentrum, Examensarbete i Miljövetenskap, Akademin för Hållbar Samhälls och Teknik Utveckling, Mälardalens Högskola (under färdigställande)

Fornberg A-K & Nilsson A. 1999. Toxicitet hos trafikdagvatten En undersökning av trafikdagvatten från E18-Västerås-Vallbymotet. Examensarbete i energi- och miljöteknik, Institutionen för Energiteknik, Mälardalens Högskola 99-037

Fredriksson Christer. Information om sedimenteringsdammen vid Ragnsells Metall AB, Västerås. E-postmeddelande, 22 december 2009

Färm C. 2001. Pollution reduction in storm water using detention ponds and filters. Licentiatavhandling i Teknik, Mälardalens Högskola. 2001-04. ISBN 91-88834-14-X

Färm C. 2002a. Filtration of storm water for metal reduction using natural filter substrates. Proceedings of the 9th Conference on Urban Storm drainage, Portland, Oregon, USA 8-13 Sept.

Färm C. 2002b. Evaluation of the accumulation of sediment and heavy metals in a storm-water detention pond. *Wat. Sci. Tech.* 45:105-112

Färm C. 2003. Constructed filters and detention ponds for metal reduction in storm water. Doktoravhandling i teknik, Mälardalens Högskola. 2003 No.4 ISBN 91-88834-40-9

Färm C., Johansson D., Kadic Z. & Waara S. 2003. Characterisation of sediment from storm water tunnels. In; *Ecosystem and Sustainable development*. Tiezzi E., Brebbia och Uso J.L. (eds), vol 2 s. 1253-1262.

Färm C. & Waara S. 2005. Treatment of stormwater using a detention pond and constructed filters. *Urban Water Journal* 2:51-58

Jacobson H., Forsberg Å. & Odelström T. 2006. Dagvattenkvaliteten i anslutning till hamnområdet i Västerås. *Vatten* 62:149-159

Johansson D. & Kadic Z. 2002. Dagvattentunnlar i miljöns eller samhällets tjänst? Examensarbete i miljöteknik, Löpnummer 2002-080, Institutionen för Energiteknik, Mälardalens Högskola, Västerås.

Larm T. 2000. Watershed-based design of stormwater treatment facilities: model development and applications. Doktorsavhandling, Vattenårdsteknik, KTH

Larsson M. & Pettersson M. 2009. Områden och källor som göder havet mest inom Norra Östersjöns vattendistrikt. Redovisning av regeringsuppdrag. Länsstyrelsens rapportserie Rapport 2009:4. Länsstyrelsen Västmanland

Naturvårdsverket 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913, Naturvårdsverkets Förlag, Stockholm

Naturvårdsverket 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Kemiska och fysikaliska parametrar. Rapport 4920, Naturvårdsverkets Förlag, Stockholm

Naturvårdsverket 1999c. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet; Vägledning av insamling av underlagsdata. Naturvårdsverkets Förlag. ISBN 91-620-4918-6

Nilsson J. 1999. The aquatic moss *Fontinalis antipyretica* as a biomonitor for metals in a detention pond for traffic storm water. Master thesis in Biology. Scripta Limnologica Uppsaliensa 1999 B:20, Department of Limnology, Uppsala University

Ryegård A., Brånvall G., Eriksson M., Ek M., Olshammar M. & Malander M. 2006. Indata mindre punktkällor för PLC rapportering 2007. Slutrapport. SMED rapport nr. 1. SMHI. ISSN 1653-8102. Rapporten kan laddas ner från www.smed.se

Ryegård A., Olshammar M., Malander M. & Roslund M. 2007. Förbättring av dagvattenberäkningar. SMED rapport Nr 8, SMHI. ISSN1653-8102. Rapporten kan laddas ner från www.smed.se

Schüttzen K. 2005. Översiktlig undersökning av dagvattenkvalitén i Kapellbäcken, Västerås – en analys av förekomsten av metaller och organiska opolära föreningar. Examensarbete i miljövetenskap. Institutionen för Samhällsteknik, Mälardalens Högskola

SWECO Environmental AB. 2009. Uppdatering av föroreningshalter från Hamrbäckens avrinningsområde. PM 2009-12-14

SWECO VIAK. 2005. Kartläggning av dagvattnets föroreningsbelastning från Västerås Stads avrinningsområden. PM 05-06-10, uppdrag 1143170000.

Västerås Flygplats AB. 2008. Miljörapport Västerås Flygplats AB 2008

Waara S. & Färm C. 2008. An assessment of potential toxicity of runoff from an urban roadscape during rain events. *Env. Sci. Pollut. Res.* , DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/espr2007.12.463>

Wikström H. & Winge M. 2006. Vattenmiljön runt Västerås Flygplats – halkbekämpningens påverkan. Examensarbete i Miljövetenskap, Institutionen för Samhällsteknik, Mälardalens Högskola

WSP Environmental 2005. Periodisk miljöbesiktning Västerås Hamn 2005, Mälarhamnar AB.

Bilaga 1. Avrinningsområden i Västerås stad

Källa: Magnus Bergström Mälarenergi.

1. Kapellbäckens avrinningsområde

Området omfattar stadsdelarna Erikslund, Skälby, Bäckby, huvuddelen av Råby och Hammarby, Hacksta, Saltängen, samt Sjöhagen med djuphamnen.

Avrinningsområdet är det största i staden, 1600 ha stort och det har sitt utlopp via Kapellbäcken till Mälaren, i djuphamnens hamnbassäng.

Inom området finns tre stora trafikleder; E:18, Surahammarsleden och Köpingsvägen, med stor föroreningsbelastning. Industriområdena i den södra delen, med djuphamnen, alstrar också mycket föroreningar, liksom Erikslunds och Bäckbys industriområden. En sprängd dagvattentunnel är förlagd längs Lisjögatan. Denna mynnar i Kapellbäcken, liksom ytterligare en dagvattentunnel under Hacksta industriområde.

2. Västra förstadens avrinningsområde

Området omfattar stadsdelarna Vetterlund, Vetterstorp, del av Råby och Hammarby, Jakobsberg, Annedal och Vasastaden.

Avrinningsområdet är 375 ha stort och avvattnas via tre ledningar till Mälaren; en vid oljekajen och en på vardera sidan av Lögarängsbadet.

Området består i huvudsak av bostadsområden, men genomkorsas av några trafikleder; Råbyleden, Köpingsvägen och Sjöhagsvägen.

3. Svartåns avrinningsområde, centrala delen

Det avvattnade området är 300 ha stort och omfattar stadsdelarna Pettersberg, Lustig-kulla, Blåsbo, Norrmalm samt huvuddelen av den centrala staden.

Dessutom avleds 150 ha från den Östra stadens avrinningsområde, via en ledning genom Vasaparken till Svartån.

Allt dagvattnet i området avleds till Svartån, som i sig omfattar och avvattnar ett mycket stort avrinningsområde (2345 ha, vilket motsvarar 40 % av tätortens avrinningsområde). Utsläppen till Svartån berör alltså även flera andra avrinningsområden.

Området är tätt exploaterat, med mycket hårdgjorda ytor och tak. Stora mängder dagvatten avleds och det innehåller stora mängder föroreningar, främst från trafiken på Cityringen.

4. Östra stadens avrinningsområde

Området omfattar Iggeby, Skallberget, Gideonsberg, Kristiansborg, Kopparlunden och Östermalm. Det är 150 ha stort och avvattnas via ledning till Östra hamnen.

Den sista delen ledningsnätet utgörs av den kulverterade Lillån. Inom området återfinns Emausbäcken. Allt vattenflöde i bäcken avleds i Mårtens hage, via dagvattentunneln västerut till Svartån.

Området består av en stor del bostäder, med ett betydande inslag av verksamhetsområden; ABB Atom, Kopparlunden, kv Mimer och Munkängen. Det

genomkorsas också av flera trafikleder; E:18, Bergslagsvägen, Vasagatan och Östra Ringvägen.

5. Ängsgårdets avrinningsområde

Området omfattar Haga, Freja, Hemdal, Sandgärdet, Ängsgärdet och Kungsängen. Den avvattnade ytan är 150 ha stor och mynnar i Mälaren via ledning i Kraftverkshamnen, vid reningsverket.

Avrinningsområdet består till hälften av äldre bostadsområden och till hälften av verksamhetsområden. Det genomkorsas av hårt trafikerade vägar som E:18, Malmbergsgatan och Björnövägen.

6. Mälarparksbäckens avrinningsområde

Området omfattar Malmberg, central-lasarettet, Skiljebo, Klockartorp, Viksäng och huvuddelen av Öster Mälärstrand. Området är 300 ha stort och avvattnas via bäcken i Mälarparken.

Förutom lasarettet, består det i huvudsak av bostadsområden. Området genomkorsas av flera trafikleder, där E:18 och Stockholmsvägen är de största.

7. Södra Hamrebäckens avrinningsområde

Området omfattar delar av Skiljebo och Viksäng, Hälla, Talltorp, Hamre, Framnäs och del av Öster Mälärstrand (SMT-området). Hela Hamrebäckens avrinningsområde är 900 ha stort, varav den södra delen utgör drygt hälften.

Nästan hela området avvattnas via Hamrebäcken, utom en mindre del kring SMT-området.

Bostadsområden dominerar, men på Hälla finns ett stort verksamhetsområde med stora parkeringsytor. De stora föroreningsmängderna kommer från Hälla och från E:18, samt i viss mån från Stockholmsvägen.

8. Norra Hamrebäckens avrinningsområde

Området omfattar Bjurhovda och Brandthovda bostadsområden, hela Branthovda och del av Östra Skiljebo industriområde. Dagvattnet avleds i ledningar direkt till Hamrebäcken eller i diken som mynnar i denna. Förutom dessa industriområden är Österleden och Stockholmsvägen de stora nedsmutarna av dagvattnet.

9. Norra Emausbäckens avrinningsområde

Området omfattar industriområdena Tunbytorp, Stenby och Finnslätten norr om Norrleden, samt bostadområdena Nordanby, Nordanby gårde och delar av Haga. Allt dagvatten avleds till Emausbäcken, vilken till stor del avvattnas vidare till dagvattentunneln som mynnar i Svartån.

De stora föroreningsmängderna kommer från industriområdena, samt Bergslagsvägen och Norrleden.

10. Norra Tunbytorps avrinningsområde

Området omfattar industriområdena vid Norra Tunbytorp, Kvastbruket och del av Finnslätten, samt södra Hökåsen med i huvudsak bostadskvarter.

Industriområdena och Berslagsvägen har här störst påverkan på dagvattnet.

11. Önsta Grytas avrinningsområde

Avrinningsområdet omfattar bostadsområdet Önsta Gryta. Dagvattnet kan därför anses vara relativt rent, eftersom vägarna i området inte är så hårt belastande och att det finns mycket grönområden och natur i området. Eventuell påverkan från Grytatippen har här dock inte beaktats.

Området avvattnas på två sätt; dels till dagvattentunneln som ligger under Södra Gryta och dels till Apalbybäcken, som har ett naturligt lopp vid Önstavägen. Dagvattentunneln avvattnar totalt 900 ha, där Önsta-Gryta utgör ungefär 1/3. En stor del av vattnet i Apalbybäcken avleds också till dagvattentunneln vid Apalby och en mindre del fortsätter längs Tunby, i Persbobäcken.

12. Rönnbys avrinningsområde

Området består av bostadsområdena Röniby, Åshagen och Billsta. Dagvattnet från dessa områden kan anses relativt rent.

De stora föroreningskällorna inom området är Norrleden och Skultunavägen. Totalt avvattnas 375 ha till Svartån, där själva bostadsområdena utgör knappt hälften. Huvuddelen av tillflödet till Svartån sker via bäcken mellan Svartån och Skultunavägen, väster om infarten till Röniby centrum. Ett mindre tillflöde finns också vid Billsta koloniområde.

13. Vallbys avrinningsområde

Området består av bostadsområdena Vallby, Brottberga och Källtorp. Inom området återfinns också Wenströmska skolan och verksamhetsområdet vid E:18, med brandstationen. Genom området korsar E:18, som har en stor påverkan på dagvattenkvalitén. Andra större vägar är Norrleden och Vallbyleden. Totalt avvattnas 300 ha till Svartån, i tre punkter; En ledning över Bjärby golfbana vilken avvattnar södra Vallby och två ledningar som via diken mynnar i Svartån öster om Skerike kyrka och som avvattnar norra Vallby och Brottberga.

Ingår i Länsstyrelsens rapportserie
ISSN 0284 - 8813

Har du frågor, önskar fler exemplar m m, kontakta
Länsstyrelsen i Västmanlands län, 721 86 Västerås

Tfn 021-19 50 00 | Fax 021-19 51 35 | E-post: vastmanland@lansstyrelsen.se
www.lansstyrelsen.se/vastmanland