
RAPPORT

UTREDNING AV FÖRORENINGSINNEHÅLLET I STOCKHOLMS DAGVATTEN



STOCKHOLM
2010-12-16

Thomas Larm & Jenny Pirard



1 (56)

FÖRORD

Denna rapport avser att bidra med underlag angående föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten, inför revideringen av Stockholm stads dagvattenstrategi.

Beställare och finansiärer av rapporten har varit den bolags- och förvaltningsövergripande grupp som arbetar med revidering av dagvattenstrategin. Gruppen har bestått av Jens Fagerberg och Eva Vall (Stockholm Vatten VA AB), Hans Söderström (Trafikkontoret), Ingmarie Ahlberg (Exploateringskontoret), Virginia Kustvall Larsson (Stadsbyggnadskontoret) och Stina Thörnelöf (Miljöförvaltningen). Katrin Holmström (Miljöförvaltningen) har även deltagit i specifika delar.

Samma grupp har även fungerat som referensgrupp under arbetets gång. Stockholm Vatten har samordnat arbetet i egenskap av projektledare.

Författare av rapporten är Thomas Larm och Jenny Pirard på Sweco Environment.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	4
1.1	AVGRÄNSNINGAR	5
2	STUDERADE ÄMNER	6
3	FÖRORENINGSKÄLLOR	9
4	EFFEKTER AV FÖRORENINGAR	13
5	SCHABLONHALTER I DAGVATTEN	21
5.1	TILLÄMPAD DATA	21
5.2	SCHABLONHALTER	22
5.3	TRENDANALYS AV DAGVATTEN	30
5.4	FÖRDJUPNING VÄGDAGVATTEN – TIDSTRENDER & TRAFIKINTENSITETER	30
5.4.1	TIDSTRENDER	31
5.4.2	RUMSLIGA SKILLNADER MELLAN SVENSKA OCH UTLÄNDSKA UNDERSÖKNINGAR	32
5.4.3	RESULTAT – SCHABLONHALTER I VÄGDAGVATTEN	32
5.5	FÖRDJUPNING ATMOSFÄRISK DEPOSITION	39
5.5.1	TIDSTRENDER	39
6	ANDEL LÖSTA FRAKTIONER	41
7	BIOTIC LIGAND MODEL – BLM	43
8	ÖVRIGA FÖRORENANDE ÄMNER I DAGVATTNET	43
9	MINSTA NÅBARA HALTER VID RENING I DAMMAR OCH VÅTMARKER	47
10	BEHOV AV FORTSATTA UTREDNINGAR	49
10.1	ÄMNER ATT ANALYSERA	49
10.2	DAGVATTNETS FÖRORENINGSINNEHÅLL	50
10.3	RIKTLINJER FÖR RENING	50
11	REFERENSER	52
	BILAGA 1 – VÄGDAGVATTENHALTER	
	BILAGA 2 – TABELLER ÖVER ANDEL LÖSTA PARTIKLAR (%)	

1 INLEDNING

Dagvatten från urbana områden såsom vägar, centrum- och industriområden, för med sig olika typer av föroreningar. I de fall dagvattnet leds ut till recipienter såsom vattendrag, sjöar och hav utan föregående rening finns det större risk för negativ påverkan på vattenkvaliteten och vattenlevande organismer. I Dagvattenstrategi för Stockholms stad från år 2002 anges att åtgärder i första hand ska sättas in mot föroreningarnas källor. I andra hand ska dagvattnet hanteras separat t.ex. genom lokalt omhändertagande (LOD). Om dagvattnet är så pass förorenat att ingen av dessa lösningar är tillräckliga ska det renas ytterligare innan utsläpp till recipient.

EG:s ramdirektiv för vatten (Vattendirektivet) trädde i kraft år 2000. Syftet med direktivet är att främja en hållbar vattenresursanvändning i Europa samt att minska läckaget av näringsämnen och minska eller upphöra med utsläpp av föroreningar till vattenmiljön. I stort sett alla Stockholms ytvatten har idag halter av näringsämnen som indikerar att de är övergödda och huvuddelen av de vatten som klassats som vattenförekomster enligt direktivet uppnår därför inte god status. Ett annat problem är föroreningar i vatten och sediment som tillförs recipienten via bland annat dagvatten från hårdgjorda ytor. I ett dotterdirektiv till Vattendirektivet regleras i vilka halter ett antal prioriterade kemiska ämnen/ämnesgrupper får förekomma i ytvatten. I de fall den ekologiska ytvattenstatusen är sämre än god eller om inte den kemiska statusen är god måste orsakerna klarläggas och åtgärder genomföras. I urbana områden handlar det många gånger om förbättrad hantering av dagvatten.

Av den totala belastning som tillförs recipienten har andelen näringsämnen och föroreningar som härstammar från dagvattnet i flertalet fall ökat som ett resultat av bl.a. minskade utsläpp av avloppsvatten och förbättrad luftrening. Samtidigt bedöms den totala föroreningstillförseln från befintliga områden generellt ha minskat. Det senare kan bl.a. förklaras av nedgående föroreningshalter i atmosfärisk deposition, bedömd minskad föroreningsmängd som alstras från fordon (blyfri bensin, nya bromsbelägg, minskat oljespill m.m.) och p.g.a. andra åtgärder vid föroreningskällan respektive närmare recipient (dammar och dylikt). Ökad trafikintensitet och nyexploateringar av grönområden till hårdgjorda ytor bidrar å andra sidan troligtvis med en ökad föroreningsmängd från andra områden.

Eftersom det först är under senare tid som genomförandet av direktivet i Sverige har förtydligats, bland annat genom fastställande av miljö kvalitetsnormer för ytvattenförekomster, finns det nu ett behov av att revidera och komplettera Stockholms stad dagvattenstrategi. Det finns flera orsaker till detta behov, t.ex. har mer data från nya dagvattenundersökningar tillkommit. Denna rapport är en av flera, som ska utgöra underlag till denna revidering.

Rapporten ger en sammanställning av vilka källor till föroreningar i dagvattnet som finns och vilka effekter dessa kan ge upphov till. I redovisningen ingår både ämnen som ingår i Stockholm stads nuvarande dagvattenstrategi och ämnen som uppmärksammas allt mer under senare tid, däribland ämnen som ingår i klassning av kemisk status enligt Vattendirektivet. Rapporten omfattar även en redovisning av i vilka halter föroreningar förekommer i dagvatten från vägar med olika trafikintensitet. Data från nya undersökningar jämförs med äldre data och utländska undersökningar, i de fall dessa är jämförbara med förhållanden i Stockholm. Schablonhalter i avrinnande dagvatten från annan typ av markanvändning behandlas också i rapporten liksom andelen lösta fraktioner och minsta nåbara halter. Det finns dock inte så mycket tillgänglig data

och kunskap om Vattendirektivets prioriterade ämnen och vissa övriga ämnen, men de data som hittats har redovisats och kunskapsbrister har identifierats.

De data som redovisas i form av halter från vägar och övrig markanvändning avser totala fraktioner (ofiltrerade prover), eftersom det är dessa som normalt analyserats i dagvattenssammanhang i Sverige. Vattendirektivets miljökvalitetsnormer för metaller, som redovisas, avser dock lösta fraktioner (filtrerade prover) och ytvatten (inte dagvatten). Dessa är alltså inte direkt jämförbara. Detta diskuteras i rapporten. Undersökningar av lösta andelar (av totala) redovisas i rapporten, vilket möjliggör en beräkning av lösta halter.

Denna rapport utgör alltså ett underlag för kommande reviderad dagvattenstrategi för Stockholm, i vilken val av studerade ämnen, källor, effekter, schablonhalter, markanvändning, minsta nåbara halter och andel lösta fraktioner kommer att ses över och till viss del revideras.

1.1 AVGRÄNSNINGAR

Schablonhalter för dagvatten från olika markanvändningar redovisas i denna rapport, däremot görs ingen klassning av vilka nivåer som är höga respektive låga. Denna studie avgränsas också till att endast göra trendanalys för föroreningsinnehåll i vägdagvatten och inga trendanalyser görs av dagvatten från andra källor, undantaget en översiktlig sammanställning av trender utifrån äldre undersökningar fram till mitten av 1990-talet. Detta då sådan trendanalys skulle vara omfattande på grund av att flertalet data saknar angiven tidsperiod för provtagning och eftersom antalet data är stort. Åtgärder och vilka reningseffekter som kan uppnås studeras inte heller.

2 STUDERADE ÄMNEN

I detta kapitel redovisas det urval av ämnen som har studerats. Urvalet har gjorts inom referensgruppen för denna rapport bestående av representanter från Stockholm Vatten, Miljöförvaltningen, Trafikkontoret, Stadsbyggnadskontoret och Exploateringskontoret i Stockholms stad. Studerade ämnen utgår från de ämnen som ingick i tidigare version av Stockholm stads dagvattenstrategi (metaller, organiska föroreningar, olja, näringsämnen och bakterier). Kompletteringar har gjorts med de av Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen som enligt en omfattande dagvattenprovtagning i Stockholms län¹ påträffats i dagvattnet. Vid provtagningen påträffades även andra förorenande ämnen, de ämnen som detekterades vid ett flertal tillfällen har tagits med i denna studie. Ytterligare kompletteringar har gjorts av ämnen som utifrån erfarenhet hämtade från Miljöförvaltningen bedöms vara av relevans avseende förekomst i dagvatten och effekter på recipienten. Detta inkluderar lösta fraktioner av näringsämnen och metaller som tidigare undersökts i begränsad omfattning men har relevans eftersom dessa fraktioner är mest biotillgängliga. De studerade ämnena redovisas i Tabell 1 och avser utgöra en bruttolista till det fortsatta arbete med Stockholms stads nya dagvattenstrategi.

Övergödning är den dominerande orsaken till att recipienterna i Stockholm har dålig ekologisk status. Dagvattnet kan vara en bidragande källa till tillförsel av fosfor och kväve till recipienten och därför är dessa ämnen viktiga att studera. Det är även viktigt att samla in och öka kunskapen om förekomsten i dagvatten av de ämnen som listats i Vattendirektivet samt andra ämnen som kan finnas i dagvatten och tros kunna påverka recipienten.

Det är inte ekonomiskt rimligt att alltid analysera alla ämnen i Tabell 1. Vissa halter av ämnen kan man uppskatta ur andra viktiga s.k. "indikatorämnen", även om sambanden mellan ämnens halter kan variera från fall till fall. Man kan förslagsvis utföra en mer eller mindre omfattande inledande provtagning för att få fram mer platsspecifika samband och därefter endast analysera indikatorämnena. Förslag på indikatorämnena diskuteras vidare i Kapitel 10.

Ämnesgrupperna PAH16 och PCB har valts att redovisas som separata ämnen, till skillnad från i Stockholms stads tidigare dagvattenstrategi². Detta med motiveringen att det finns specifika källor för de olika ämnen samt att effekter relateras till de specifika ämnena och inte till en summa av ämnen. I Vattendirektivet finns bland annat separata riktvärden för flera av de 16 PAHerna.

Det kan finnas bekämpningsmedel i dagvattnet som skulle kunna ha effekter på recipienten. Tabell 1 har dock inga bekämpningsmedel specificerade och ett behov finns att identifiera spridningen av bekämpningsmedel inom den urbana miljön. I väntan på utredning avvaktas med att definiera vilka bekämpningsmedel som bör uppmärksammas i dagvattnet. Det noteras dock att det finns bekämpningsmedel som används inom urbana området som i framtiden kan vara av intresse att bevaka, till exempel svamp- och mögelmedel.

¹ Alm. H, Banach, A., Larm T. (2010). Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten.

² Stockholm stad (2005): Dagvattenstrategi för Stockholm stad

Tabell 1. Studerade ämnen. Totala fraktioner avses (ofiltrerade prov), men lösta fraktioner (filtrerade prov) analyseras även av fosfor (fosfat, PO₄-P), kväve (ammonium, NH₄⁺, och nitrat, NO₃⁻) och metaller. PAH=polycykliska aromatiska kolväten. Utvalda ämnen från Vattendirektivet omfattar både prioriterade och särskilt prioriterade ämnen.

Stockholm stads tidigare dagvattenstrategi		Utvalda ämnen från Vattendirektivet		Övriga relevanta ämnen	
Ämne	Notation	Ämne	Notation	Ämne	Notation
<u>Näringsämnen</u>		<u>PAH</u>		<u>Bakterier</u>	
Fosfor	P	Naftalen		Escherichia coli	E. Coli
Kväve	N	Antracen		Intestinala enterokocker	
<u>Metaller</u>		Fluoranten		Fekala koliformer	
Bly	Pb	bens(b)fluoranten		<u>PAH</u>	
Koppar	Cu	bens(k)fluoranten		Acenaftylen	
Zink	Zn	bens(a)pyren		Acenaften	
Kadmium	Cd	benso(ghi)perylen		Fluoren	
Krom	Cr	Indeno(123cd)pyren		Fenantren	
Nickel	Ni	<u>Paraffiner</u>		Pyren	
Kvicksilver	Hg	kortkedjade klorerade paraffiner C10-C13 kloralkaner	SCCP	bens(a)antracen	
<u>Övriga ämnen</u>		<u>Fenoler</u>		Krysen	
Olja		4-nonylfenol	4-NP	dibens(ah)antracen	
Bakterier		4-tert-oktylfenol	4-tert-OP	<u>PCB</u>	
Summan av polyklorerade bifenyler	PCB	<u>Ftalater</u>		polyklorerade bifenyler 28	PCB 28
Summan av 16 polycykliska aromatiska kolväten	PAH16	dietylhexylftalat	DEHP	polyklorerade bifenyler 52	PCB 52
		<u>Bromerade flamskyddsmedel</u>		polyklorerade bifenyler 101	PCB 101
		pentabromodifenyleter	Penta BDE	polyklorerade bifenyler 118	PCB 118
		<u>Övriga ämnen</u>		polyklorerade bifenyler 138	PCB 138
		Tributyltenn	TBT	polyklorerade bifenyler 153	PCB 153
				polyklorerade bifenyler 180	PCB 180
				<u>Bekämpningsmedel</u>	
				<u>Ftalater</u>	
				Butylbenzylftalat	BBP
				Dibutylftalat	DBP
				Diisodecylftalat	DIDP
				Diisooktylftalat	DIOP

Stockholm stads tidigare dagvattenstrategi		Utvalda ämnen från Vattendirektivet		Övriga relevanta ämnen	
Ämne	Notation	Ämne	Notation	Ämne	Notation
				Dinoktylfталat	DNOP
				<u>Nedbrytningsprodukt av TBT</u>	
				Monobutyltenn	mono-BT
				Dibutyltenn	diBT
				<u>Paraffiner</u>	
				Mellankedjade klorerade paraffiner	MCCP
				<u>Bromerande flamskyddsmedel</u>	
				Oktabromodifenyleter	Okta BDE
				Dekabromodifenyleter	Deca BDE
				Hexabromcyklododekan	HBCD
				<u>Övriga ämnen</u>	
				metyl tert-butyl eter	MTBE
				polyfluorerade föreningar	PFOS, PFOA
				Nonylfenol etoxylater	NPE
				Oktylfenol etoxylater	OPE
				suspenderad substans >0,45 µm	SS

3 FÖRORENINGSKÄLLOR

I detta kapitel redovisas de huvudsakliga källorna för spridning av föroreningar till dagvatten, vilka är uppdelade på de ämnen som redovisas i Tabell 1. Information har samlats in genom litteraturundersökning, kontakter med Miljöförvaltningen och Stockholm Vatten m.fl. De i tidigare strategi listade källorna har setts över och vid behov kompletterats, fokus är dock på de för denna studie tillagda ämnena. I Tabell 2 nedan följer en sammanställning av de källor som bedömts som viktigast för respektive ämne i dagvatten.

Tabell 2 Exempel på föroreningskällor till föroreningar i dagvatten (per förorening)^{3 4 5 6 7}.

Ämnen	Huvudsakliga lokala källor till spridning och förorening av dagvatten
Ämnen från Stockholm stads tidigare dagvattenstrategi	
fosfor (P)	Bräddat avloppsvatten, djurspillning och gödsling, trafikavgaser, fordons- och gatutvätt (tvättmedel), erosion av vägbana, sandning, skräp, förmultnande växtmaterial (t.ex. löv), atmosfäriskt nedfall.
kväve (N)	Bräddat avloppsvatten, trafikavgaser, atmosfäriskt nedfall, sandning, djurspillning.
bly (Pb)	Infrastruktur (ex blymönjade broar), skorstenskragar, bromsklossar, bromsbelägg, däck, bilbatterier, asfalt, fordons- och gatutvätt, atmosfäriskt nedfall,
koppar (Cu)	Korrosion av byggnadsmaterial (framförallt takplåt, stuprör och hängrännor). Däck, bromsklossar och bromsbelägg (kopparhalten i nya fordons bromsklossar och bromsbelägg har minskats kraftigt). Fordons- och gatutvätt, sandning och atmosfäriskt nedfall, båtbottnfärg.
zink (Zn)	Korrosion av byggnadsmaterial (framförallt takplåt, stuprör, hängrännor, stolpar, räcken), bilkarosser bromsklossar, däck, erosion av vägbana, fordons- och gatutvätt, sandning, atmosfäriskt nedfall.
kadmium (Cd)	Förorening i zink, färgämnen, erosion av däck och vägbana, fordons- och gatutvätt, sandning, atmosfäriskt nedfall, korrosionsprodukt.
krom (Cr)	Byggnader, däckslitage från dubbar, korrosion från bildelar, sandning.
nickel (Ni)	Produkt vid förbränning av fossila bränslen, avfallsförbränning, rostfritt stål, bilkarosser, fordonstvätt, batterier, sandning, fasader
kvicksilver (Hg)	Varor som innehåller kvicksilver (kasserade termometrar, batterier, lågenergilampor), sandning, diffus spridning vid avfallshantering, industriutsläpp och kremering.
Olja	Oljeutsläpp, läckage från fordon och cisterner samt trafikolyckor, erosion av däck och vägbana, fordons- och gatutvätt, bensinstationer.
Bakterier	Bräddat avloppsvatten, djurspillning, naturliga processer.

³ Bergbäck B. och Jonsson A. (2008), Stockholms väg mot en giftfri miljö.

⁴ Ekvall J. m.fl. (2001): Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav – Del 2, Dagvattenklassificering

⁵ Gatu- och fastighetskontoret, m.fl. (2001). Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad. Del 2. Organiska miljögifter, olja näringsämnen och bakterier.

⁶ Gatu- och fastighetskontoret m.fl. (1999). Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad. Del 1. Metaller.

⁷ Larm (1994). Dagvattnets sammansättning, recipient påverkan och behandling. Stockholm Vatten AB, KTH, VAV VA-Forsk Nr 1994-06.

Ämnen	Huvudsakliga lokala källor till spridning och förorening av dagvatten
PCB	Fogmassor i byggnader. Elkondensatorer, kablar och transformatorer
PAH ₁₆	Vedeldning, bilavgaser, bildäck, utsläpp från industrier.
Utvalda ämnen från Vattendirektivet	
naftalen (PAH ₁₆)	Fordon, cigarettök, industriella förbränningsprocesser, lösningsmedel, bekämpningsmedel, färgämnen, plaster.
antracen (PAH ₁₆)	Skyddsmedel för skog, insektsmedel, beläggning på material, pyrotekniska produkter, färger, vattentäta ytbeläggningar, gummi och impregnerat trä.
fluoranten (PAH ₁₆)	Bekämpningsmedel
bens(b)fluoranten (PAH ₁₆)	Ofullständig förbränning av fossila bränslen, avfall eller organiskt material.
bens(k)fluoranten (PAH ₁₆)	Ofullständig förbränning av organiskt material, speciellt fossila bränslen.
bens(a)pyren (PAH ₁₆)	Småskalig vedeldning, trafik.
benso(ghi)perylen (PAH ₁₆)	Konstgräs
Indeno(123cd)pyren (PAH ₁₆)	Ofullständig förbränning av organiskt material, speciellt fossila bränslen och tobak.
kortkedjade klorerade paraffiner (SCCP, C10-C13)	Kyl- och smörjmedel, plast, gummi, fogmassor.
4-nonylfenol (4-NP)	Gummi, plast, trafik.
4-tert-oktylfenol (4-tert-OP)	Tryckfärg, gummi, bildäck, isoleringspreparat, klottersaneringsmedel, skummedel i brandsläckare och elektriska produkter.
dietylhexylftalat (DEHP)	Kabel, folie, vävplast, färg, fogmedel och lim, trafik.
pentabromdifenyleter (Penta BDE)	Isolering till hus, plast, textilier, elektronik
Tributyltenn	Båtbottenfärger, läder, plast och gummi
Övriga relevanta ämnen	
escherichia coli	Bräddat avloppsvatten, djurspillning, naturliga processer.
intestinala enterokocker	Bräddat avloppsvatten, djurspillning, naturliga processer.
Fekala koliformer	Bräddat avloppsvatten, djurspillning, naturliga processer.
acenaftalen (PAH ₁₆)	Förbränning i ångpannor och stora dieselmotorer, finns som en beståndsdel i stenkolstjära.
acenaften (PAH ₁₆)	Bekämpningsmedel samt färgämnen.
fluoren (PAH ₁₆)	Färger, plaster och bekämpningsmedel.
fenantren (PAH ₁₆)	Bildas vid förbränning av bland annat växter eller olje- och bränslerelaterade ämnen.
pyren (PAH ₁₆)	Fordon, brandsläckningsmedel
bens(a)antracen (PAH ₁₆)	Ofullständig förbränning av biologiskt material.
krysen (PAH ₁₆)	Förbränning av bränsle, avfall. Finns i gummidäck, asfalt, cigarettök.

Ämnen	Huvudsakliga lokala källor till spridning och förorening av dagvatten
dibens(ah)antracen (PAH ₁₆)	Fordon, finns som en komponent i koltjära.
Polyklorerade bifenyler 28 (PCB 28)	Fogmassor i byggnader. Elkondensatorer, kablar och transformatorer.
Polyklorerade bifenyler 52 (PCB 52)	Fogmassor i byggnader. Elkondensatorer, kablar och transformatorer.
Polyklorerade bifenyler 101 (PCB 101)	Fogmassor i byggnader. Elkondensatorer, kablar och transformatorer.
Polyklorerade bifenyler 118 (PCB 118)	Fogmassor i byggnader. Elkondensatorer, kablar och transformatorer.
Polyklorerade bifenyler 138 (PCB 138)	Fogmassor i byggnader. Elkondensatorer, kablar och transformatorer.
Polyklorerade bifenyler 153 (PCB 153)	Fogmassor i byggnader. Elkondensatorer, kablar och transformatorer.
Polyklorerade bifenyler 180 (PCB 180)	Fogmassor i byggnader. Elkondensatorer, kablar och transformatorer.
Bekämpningsmedel	Färg, villaträdgårdar, svamp- och mögelmedel
Butylbensylftalat (BBP)	Plaster och PVC produkter, vinylgolv
Dibutylfatat (DBP)	Plaster och PVC produkter, tryckfärg
Diisodecylftalat (DIDP)	Plaster och PVC produkter
Diisooktylftalat (DIOP)	Plaster och PVC produkter
Dinoktylftalat (DNOP)	Plaster och PVC produkter
Monobutyltenn	Bildas vid nedbrytning av tributyltenn.
Dibutyltenn	Bildas vid nedbrytning av tributyltenn.
mellankedjade klorerade paraffiner (MCCP, C14-C17)	Kyl- och smörjmedel, plast, gummi, fogmassor.
oktabromdifenyleter (Okta BDE)	Plast, elektronik
dekabromdifenyleter (Deka BDE)	Plast, elektronik
Hexabromcyklododekan (HBCD)	Bygg- och förpackningsmaterial, fram till 1998 i XPS-plast som finns i frostskydd under vägar, järnvägar och byggnader. Potential för långväga atmosfärisk transport
Methyl tert-butyl ether (MTBE)	Bensintillsats som frigörs vid förbränning av bensin.
Polyfluorerade föreningar (PFOS, PFOA)	Rengöringsmedel, brandsläckningsskum, elektronikprodukter, atmosfärisk deposition.
nonylfenol etoxylater (NPE)	Klottersaneringsmedel, skummedel i brandsläckare, bildäck, plast och lim
oktylfenol etoxylater (OPE)	Bildäck, rengöringsmedel, bekämpningsmedel, färger, lack och fernissa
suspenderad substans (SS)	Erosion av däck och vägbana, fordons- och gatutvätt

PAH, PFOS och PCB håller på att fasas ut. Det är t.ex. förbjudet inom EU att använda PCB i nya produkter. HBCD har upphört att användas vid nyttillverkning men finns dock i många äldre produkter som fortfarande finns kvar på marknaden.

Båtbottenfärger innehållande TBT för småbåtsbruk förbjöds i Sverige 1989⁸, för kommersiella fartyg och skepp registrerade inom EU är nymålning med färger innehållande dessa ämnen förbjuden sedan 2003. Trots förbudet tyder de höga mätvärdena av TBT i småbåtshamnar på att färgerna fortfarande används. Även kopparhaltiga båtbottenfärger är förbjudna på svenska östkusten sedan 1999 men är fortfarande tillåtna på västkusten. Reglerna för båtbottenfärger har skärpts allt mer och de giftiga ämnena kommer i framtiden att fasas ut. Föroreningarna i botbottenfärger riskerar att hamna i dagvatten när båtarna står uppställda på land.

Legeringar av koppar och zink används i fasadmaterial, vilket riskerar öka metallernas koncentrationer i dagvattnet.

Vidare kan det vara av intresse att uppdatera tabellen med natriumklorid som finns i vägsalt och som tillsats i gödselmedel som används i stans parker.

⁸ Havsmiljöinstitutet (2010). Båtbottenfärger - en fara för miljön

4 EFFEKTER AV FÖRORENINGAR

I detta kapitel sammanställs exempel på effekter av respektive ämne på människor och på miljön. En jämförelse görs också med diverse befintliga riktvärden för effekter i recipient. Dels redovisas Vattendirektivets miljö kvalitetsnormer för de prioriterade och särskilt förorenande ämnena och dels redovisas riktvärden framtagna i Badvatten- samt Fisk- och musselvattendirektivet. En jämförelse görs också med befintliga riktvärden från kanadensiska och amerikanska myndigheter, vilka bland annat Naturvårdsverket ofta refererar till.

Det bör observeras att effekterna och riktvärdena i form av halter inte är direkt kopplade till dagvatten. Effekterna har studerats eftersom de är en orsak till valet av studerade ämnen. Riktvärden för effekter i recipienten (vattendrag, sjöar och hav) är inte direkt jämförbara med riktvärden för halter i dagvattnet, detta då halterna i dagvattnet späds ut när de når recipienten. Effekterna avseende fosfor sker t.ex. vid låga värden i recipienten jämfört med vad som är vanligt i dagvatten och avser gränsen för ökad risk för eutrofiering och algbloomning i recipienten, motsvarande gäller för kväve som också kan leda till eutrofiering. Även för bly, koppar, zink, kadmium och krom innehåller dagvattnet ofta högre halter än riktvärdena i recipienten. Idag finns det dock inga nationellt antagna riktvärden för koncentrationer i dagvattnet utan endast ett förslag från Riktvärdegruppen i Stockholm⁹.

Uppmätta halter i recipientens vattenmassa är mer relevanta att direkt jämföra med riktvärdena i recipienten. Den indirekta kopplingen till dagvatten ligger i att om riktvärdena i recipienten överskrids för vissa ämnen så är dessa ämnen aktuella att via olika åtgärder avskilja i dagvatten som tillförs recipienten. I Stockholms recipienter är det vanligt med halter av fosfor och kväve som överskrider riktvärdena, men i några av de mest förorenade sjöarna har även uppmätta metallhalter, särskilt av zink och koppar, som överskrider riktvärdena. Tillförseln av näringsämnen och föroreningar behöver begränsas och man arbetar förebyggande för att inte uppnå beskrivna effekter.

I Tabell 3 finns en sammanställning av föroreningseffekter på människor, djur och akvatiska organismer för respektive ämne. Underlaget till sammanställningen är hämtat från litteraturundersökningar samt kontakter med Miljöförvaltningen, Stockholm Vatten m.fl. Angivna riktvärden i Tabell 3 har olika syften eller bygger på olika metoder vilket förklarar de förhållandevis stora skillnaderna dem emellan. Vattendirektivet, vars syfte är att skydda och bevara vatten genom att minska den mänskliga påverkan, använder sig av riktvärden som inte påvisar effekt på akvatiska organismer och riktvärdena för metaller avser lösta fraktioner. I tabellen nedan redovisas både Vattendirektivets miljö kvalitetsnormer för de prioriterade ämnena som reglerar den kemiska statusen och de särskilt förorenande ämnena framtagna specifikt för Sverige som reglerar den ekologiska statusen. Badvattendirektivet är ett komplement till Vattendirektivet. Bakterier som ingår i Badvattendirektivet är indikatorämnen som syftar till att påvisa förekomst av bakteriekällor. De har därför inte direkt skadlig effekt på människors hälsa. Fisk- och musselvattendirektivet har riktvärden som syftar till att upprätthålla fisk- och musselbestånden i utpekade vatten vilket medför att framtagna riktvärden förhåller sig till specifika arter. De kanadensiska riktvärdena för vatten är i de flesta fall lägre än övriga riktvärden. Syftet med dessa riktvärden är att skydda det akvatiska livet i söt- och saltvatten mot stress orsakad av mänsklig påverkan.

⁹ Riktvärdegruppen (2009). Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. Regionala dagvattennätverket i Stockholms län

Vad avser fosfor och kväve finns i Vattendirektivet inga fastslagna miljö kvalitetsnormer i form av generella halter. Istället ska en så kallad ekologisk kvalitetskvot beräknas för varje vattenförekomst där hänsyn tas till ursprungliga fosforhalter i förekomsten. De ursprungliga halterna kan beräknas utifrån omgivningsfaktorer och kemiska parametrar.

Tabell 3 Exempel på föroreningars effekter på människor, djur och vatten (per förorening^{10 11 12 13 14 15}. I tabellen redovisas också olika riktvärden för de olika ämnena. Om inget anges avses totala fraktioner (ofiltrerade prov).

Metall/Ämne	Effekt på människor, djur och akvatiska organismer	Vattendirektivets miljö kvalitetsnormer prioriterade ämnen (µg/l om inget annat anges)	Riktvärde för effekter i recipienten (µg/l om inget annat anges)
Ämnen från Stockholm stads tidigare dagvattenstrategi			
fosfor (P)	Övergödning i sjöar och hav orsakar bl.a. algbloomning och ger upphov till syrebrist. Fosfor är ofta det tillväxtbegränsande näringsämnet i sjöar och en för stor tillförsel kan leda till eutrofiering (övergödning).		20 ¹⁶
kväve (N)	Övergödning i sjöar och hav orsakar bl.a. algbloomning och ger upphov till syrebrist. Kvävet bedöms generellt som det begränsande näringsämnet för tillväxt i hav, men kan även vara begränsande i mer eutrofa (övergödda) sjöar där en för stor tillförsel kan leda till ökad eutrofiering.		400 ¹⁶
bly (Pb)	Mycket giftigt för människor och djur. Bioackumuleras, höga halter kan påverka fertilitet och foster.		7.2 ^{*17} , 7.2 ^{*18} , 1-7 ¹⁹ , 65 ²⁰ , 2.5 ²¹ , 210 ²² , 8,1 ²³
koppar (Cu)	Giftigt för vattenlevande djur och växter.	4 ^{*24}	2-4 ¹⁹ 40 ²⁵
zink (Zn)	Giftigt för vattenlevande djur och växter.		3-8 ^{*17} , 8 ^{*18} , 30 ¹⁹ , 4 ²² , 3.1 ²³ , 300 ²⁵

*Avser lösta fraktioner (filtrerade prov)

¹⁰ Bergbäck B. och Jonsson A. (2008), Stockholms väg mot en giftfri miljö.

¹¹ Ekvall J. m.fl. (2001): Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav – Del 2, Dagvattenklassificering

¹² Gatu- och fastighetskontoret m.fl. (2001). Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad. Del 2. Organiska miljögifter, olja näringsämnen och bakterier.

¹³ Gatu- och fastighetskontoret m.fl. (1999). Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad. Del 1. Metaller.

¹⁴ Larm (1994). Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling. Stockholm Vatten AB, KTH, VAV VA-Forsk Nr 1994-06.

¹⁵ Miljöförvaltningen (2007). Bedömning av kemikaliers hälso- och miljöeffekter

¹⁶ Vattenkvalitetskriterier, Canada (1987)

¹⁷ Naturvårdsverket (2008) NV rapport 5799, sjöar och vattendrag, särskilt förorenande ämnen

¹⁸ Naturvårdsverket (2008). NV rapport 5799, kust och hav, särskilt förorenande ämne

¹⁹ Canadian Council of ministers of the Environment (2007). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life in fresh water

²⁰ USEPA (2009) National Recommended Water Quality Criteria CMC_sötvatten (maximal koncentration)

²¹ USEPA (2009) National Recommended Water Quality Criteria CCC_sötvatten (årsmedel)

²² USEPA (2009) National Recommended Water Quality Criteria CMC_saltvatten (maximal koncentration)

²³ USEPA (2009) National Recommended Water Quality Criteria CCC_saltvatten (årsmedel)

²⁴ EU 2008/105/EG, sjöar och vattendrag, AA-MKN (årsmedel)

²⁵ Förordning (2006:1140) om ändring i förordning (2001:554) om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten

Metall/Ämne	Effekt på människor, djur och akvatiska organismer	Vattendirektivets miljö kvalitetsnormer (µg/l om inget annat anges)	Riktvärde för effekter i recipienten (µg/l om inget annat anges)
Kadmium (Cd)	Mycket giftigt för människor och djur.	<0.45-1.5 ^{*26} , <0.45-1.5 ^{*27}	<0.08-0,25 ^{*17} , 0.2 ^{*18} , 0.017 ¹⁹ , 2.0 ²⁰ , 0.25 ²¹ , 40 ²² , 8,8 ²³ , 0.12 ²⁸
krom (Cr)	Negativ påverkan på människor, djur och växter. Krom är en livsnödvändig metall, men kan även vara cancerogen framförallt krom(VI)-föreningar. Krom kan vara giftigt för vatten- och landdjur.	3 ²⁴ , 3 ²⁹	1 ¹⁹ , 16 ²⁰ , 11 ²¹ , 50 ²³ , 1.5 ²⁸
nickel (Ni)	Nickel är en livsnödvändig metall för vissa djurarter, växter och bakterier, men kan också vara cancerogen. Den är vanligtvis inte så giftig för människan, men kan vara giftig för lägre djurgrupper och växter. Nickel har hög bioackumulation.		20 ^{*17} , 20 ^{*18} , 25-150 ¹⁹ , 470 ²⁰ , 52 ²¹ , 74 ²² , 8.2 ²³
kvicksilver (Hg)	Mycket giftigt för människor, djur och växter.	0.05 ^{*24} , 0.05 ^{*29}	0.07 ^{*17} , 0.07 ^{*18} , 0.026 ¹⁹ , 1.4 ²⁰ , 0.77 ²¹ , 1.8 ²² , 0.94 ²³
Olja	Skadligt för människor, djur och växter.. Cancerframkallande.		
Bakterier	Skadlig för människor. Förekomst indikerar närvaro av sjukdomsframkallande organismer.		
PCB			0.014 ²¹ , 0.03 ²³
PAH ₁₆	Cancerframkallande och skadligt för fiskar, alger, plankton och kräftdjur.		
Utvalda ämnen från Vattendirektivet			

*Avser lösta fraktioner (filtrerade prov)

¹⁷Naturvårdsverket (2008) NV rapport 5799, sjöar och vattendrag, särskilt förorenande ämnen

¹⁸Naturvårdsverket (2008) NV rapport 5799, kust och hav, särskilt förorenande ämne

¹⁹Canadian Council of ministers of the Environment (2007). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life in fresh water

²⁰USEPA (2009) National Recommended Water Quality Criteria CMC_sötvatten (maximal koncentration)

²¹USEPA (2009) National Recommended Water Quality Criteria CCC_sötvatten (årsmedel)

²²USEPA (2009) National Recommended Water Quality Criteria CMC_saltvatten (maximal koncentration)

²³USEPA (2009) National Recommended Water Quality Criteria CCC_saltvatten (årsmedel)

²⁴EU 2008/105/EG, sjöar och vattendrag, AA-MKN (årsmedel)

²⁶EU 2008/105/EG, sjöar och vattendrag, MAC-MKN (max tillåtet)

²⁷EU 2008/105/EG, kust och hav, MAC-MKN (max tillåtet)

²⁸Canadian Council of ministers of the Environment (2007). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life in marine waters

²⁹EU 2008/105/EG, kust och hav, AA-MKN (årsmedel)

Metall/Ämne	Effekt på människor, djur och akvatiska organismer	Vattendirektivets miljökvalitetsnormer prioriterade ämnen (µg/l om inget annat anges)	Riktvärde för effekter i recipienten (µg/l om inget annat anges)
naftalen (PAH ₁₆)	Cancerframkallande för människor och är mycket giftigt för vattenorganismer och kan ge skadliga långtidseffekter på vattenmiljön.	2.4 ²⁴ , 1.2 ²⁹	1.1 ¹⁹ , 1.4 ²⁸
antracen (PAH ₁₆)	Svårnedbrytbar, bioackumulativ och giftig för marina och sötvatten-ekosystem.	0.1 ²⁴ , 0.4 ²⁶ , 0.4 ²⁷ , 0.1 ²⁹	0.012 ¹⁹
fluoranten (PAH ₁₆)	Cancerogen för människor	0.1 ²⁴ , 1.0 ²⁶ , 1.0 ²⁷ , 0.1 ²⁹	0.04 ¹⁹
bens(b)fluoranten (PAH ₁₆)	Cancerogen för djur och kan orsaka cancer hos människor. Mycket giftig för vattenlevande organismer med långtidseffekter.	0.03 ²⁴ , 0.03 ²⁹	
bens(k)fluoranten (PAH ₁₆)	Mycket giftig för akvatiska organismer, kan orsaka långvariga skadliga effekter för den akvatiska miljön. Skadlig för människor.	0.03 ²⁴ , 0.03 ²⁹	
bens(a)pyren (PAH ₁₆)	Cancerogena och giftiga för vatten- och landdjur. Har en akut giftig effekt på vattenlevande organismer.	0.05 ²⁴ , 0.1 ²⁶ , 0.1 ²⁷ , 0.05 ²⁹	0.015 ¹⁹
benso(ghi)perylene (PAH ₁₆)	Mycket giftig för akvatiska organismer, kan orsaka långvariga skadliga effekter för den akvatiska miljön. Skadlig för människor. Bioackumuleras.	0.002 ²⁴ , 0.002 ²⁹	
Indeno(123cd)pyren (PAH ₁₆)	Giftig för akvatiska organismer, kan orsaka långvariga skadliga effekter för den akvatiska miljön. Skadlig för människor. Bioackumuleras i fisk.	0.002 ²⁴ , 0.002 ²⁹	
kortkedjade klorerade paraffiner (SCCP, C10-C13)	Hög akut giftighet för vattenlevande organismer.	0.4 ²⁴ , 1.4 ²⁶ , 1.4 ²⁷ , 0.4 ²⁹	
4-nonylfenol (4-NP)	Har mycket hög toxicitet för vattenlevande organismer. Är potentiellt bioackumulerbar och har hormonstörande effekter.	0.3 ²⁴ , 2.0 ²⁶ , 2.0 ²⁷ , 0.3 ²⁹	0.1 ¹⁹ , 0.7 ²⁸
4-tert-oktylfenol (4-tert-OP)	Giftiga för vattenlevande organismer. Är potentiellt bioackumulerbar och har hormonstörande effekter.	0.1 ²⁴ , 0.01 ²⁶	

¹⁹Canadian Council of ministers of the Environment (2007). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life in fresh water

²⁴EU 2008/105/EG, sjöar och vattendrag, AA-MKN (årsmedel)

²⁶EU 2008/105/EG, sjöar och vattendrag, MAC-MKN (max tillåtet)

²⁷EU 2008/105/EG, kust och hav, MAC-MKN (max tillåtet)

²⁸Canadian Council of ministers of the Environment (2007). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life in marine waters

²⁹EU 2008/105/EG, kust och hav, AA-MKN (årsmedel)

Metall/Ämne	Effekt på människor, djur och akvatiska organismer	Vattendirektivets miljö kvalitetsnormer prioriterade ämnen (µg/l om inget annat anges)	Riktvärde för effekter i recipienten (µg/l om inget annat anges)
dietylhexylftalat (DEHP)	Giftigt för djur och vattenlevande organismer. Bioackumulerande och cancerogent ämne. Reproduktionsstörande med risk för nedsatt fortplantningsförmåga och fosterskador.	1.3 ²⁴ , 1.3 ²⁹	16 ¹⁹
pentabromdifenyleter (Penta BDE)	Risk för allvarliga hälsoeffekter för människor, djur och vattenlevande organismer. Lägre bromerade former bioackumuleras lättare än högre bromerade former.	0,0005 ²⁴ , 0,0002 ²⁹	
Tributyltenn	Har allvarliga hälso- och miljöfarliga egenskaper. Mycket giftig för vattenorganismer och kan orsaka negativa långtidseffekter i vattenmiljöer. Ger en stark nedsättning av immunsystemets funktion. Även hormonstörande, skadligt för centrala nervsystemet och för fortplantningssystemet hos däggdjur och andra organismer.	0.0002 ²⁴ , 0.0015 ²⁶ , 0.0015 ²⁷ , 0.0002 ²⁹ ,	0,008 ¹⁹
Övriga relevanta ämnen			
escherichia coli	Skadlig för människor. Förekomst indikerar närvaro av sjukdomsframkallande organismer.		100st/100ml ³⁰ 300st/100ml ²⁵
intestinala enterokocker	Skadlig för människor och kan ge upphov till problem som kräkningar och illamående. Indikerar närvaro av annan förorening som kan innebära hälsorisk.		100st/100ml ³⁰
Fekala koliformer	Skadlig för människor. Förekomst indikerar närvaro av sjukdomsframkallande organismer.		100st/100ml ³⁰
acenaftalen (PAH ₁₆)	Mycket giftig för akvatiska organismer, kan orsaka långvariga skadliga effekter för den akvatiska miljön. Skadlig för människor.		
acenaften (PAH ₁₆)	Skadligt för människor. Mycket giftigt för vattenlevande organismer med långtidseffekter.		5.8 ¹⁹
fluoren (PAH ₁₆)	Mycket giftig för akvatiska organismer, kan orsaka långvariga skadliga effekter för den akvatiska miljön. Skadlig för människor.		3.0 ¹⁹

¹⁹Canadian Council of ministers of the Environment (2007). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life in fresh water

²⁴EU 2008/105/EG, sjöar och vattendrag, AA-MKN (årsmedel)

²⁵Förordning (2006:1140) om ändring i förordning (2001:554) om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten

²⁶EU 2008/105/EG, sjöar och vattendrag, MAC-MKN (max tillåtet)

²⁷EU 2008/105/EG, kust och hav, MAC-MKN (max tillåtet)

²⁹EU 2008/105/EG, kust och hav, AA-MKN (årsmedel)

³⁰Badvattendirektivet 2006/7/EG.

Metall/Ämne	Effekt på människor, djur och akvatiska organismer	Vattendirektivets miljö kvalitetsnormer prioriterade ämnen ($\mu\text{g/l}$ om inget annat anges)	Riktvärde för effekter i recipienten ($\mu\text{g/l}$ om inget annat anges)
fenantren (PAH ₁₆)	Mycket giftig för akvatiska organismer, kan orsaka långvariga skadliga effekter för den akvatiska miljön. Skadlig för människor.		0.4 ¹⁹
pyren (PAH ₁₆)	Giftiga för vatten- och landdjur. Har en akut giftig effekt på vattenlevande organismer.		0.025 ¹⁹
bens(a)antracen (PAH ₁₆)	Kan orsaka cancer. Mycket giftigt för vattenlevande organismer med långtidseffekter.		0.018 ¹⁹
krysen (PAH ₁₆)	Bioackumuleras. Cancerogen för djur och misstänks vara cancerogen för människor. Misstänks orsaka genetiska defekter och är mycket giftig för vattenlevande organismer med långtidseffekter.		
dibens(ah)antracen (PAH ₁₆)	Mycket giftigt för vattenlevande organismer med långtidseffekter. Kan orsaka cancer.		
Polyklorerade bifenyler 52 (PCB 52)	Giftigt för människor och djur.		
Polyklorerade bifenyler 101 (PCB 101)	Giftigt för människor och djur.		
Polyklorerade bifenyler 118 (PCB 118)	Giftigt för människor och djur.		
Polyklorerade bifenyler 138 (PCB 138)	Giftigt för människor och djur.		
Polyklorerade bifenyler 153 (PCB 153)	Giftigt för människor och djur.		
Polyklorerad bifenyler 180 (PCB 180)	Giftigt för människor och djur.		
Bekämpningsmedel	Hälsoeffekter varierar med ämne.		
Butylbensylftalat (BBP)	Mycket giftig för vattenlevande organismer. Reproduktionsstörande, risk för skador på foster och nedsatt reproduktionsförmåga.		
Dibutylftalat (DBP)	Mycket giftigt för vattenlevande organismer. Reproduktionsstörande, kan ge fosterskador och nedsatt fortplantningsförmåga.		19 ¹⁹
Diisodecylftalat (DIDP)	Möjliga reproduktionstoxiska effekter		
Diisooktylftalat (DIOP)	Påvisar inga akut toxiska effekter men kan ha möjliga reproduktionstoxiska effekter		
Dinoktylftalat (DNOP)	Möjliga reproduktionstoxiska effekter		
Monobutyltenn	Giftig för vattenorganismer och kan orsaka negativa långtidseffekter i vattenmiljöer.	0.0002 ²⁴ , 0.0015 ²⁶	

¹⁹Canadian Council of ministers of the Environment (2007). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life in fresh water

²⁴EU 2008/105/EG, sjöar och vattendrag, AA-MKN (årsmedel)

²⁶EU 2008/105/EG, sjöar och vattendrag, MAC-MKN (max tillåtet)

Metall/Ämne	Effekt på människor, djur och akvatiska organismer	Vattendirektivets Miljökvalitetsnormer prioriterade ämnen (µg/l om inget annat anges)	Riktvärde för effekter i recipienten (µg/l om inget annat anges)
Dibutyltenn	Giftig för vattenorganismer och kan orsaka negativa långtidseffekter i vattenmiljöer. Ger stark nedsättning av immunförsvarets funktion. Kan vara Reproduktionsstörande samt ha mutagena effekter på en rad organismer.	0.0002 ²⁴ , 0.0015 ²⁶	
Mellankedjade klorerade paraffiner (MCCP, C14-C17)	Miljöfarliga och mycket giftiga för vattenlevande organismer.		
Hexabromcyklododekan (HBCD)	Bioackumulerbart och är mycket giftigt för alger.		0,3 ¹⁷ , 0,03 ¹⁸
Metyl-tert-butyleter (MTBE)	Påverkar nervsystemet hos människor. Kan orsaka illamående samt näs- och halsirritation.		10000 ¹⁹ , 5000 ²⁸
Polyfluorerade föreningar (PFOS, PFOA)	Reproduktionsstörande och riskerar att ge fosterskador. PFOS är giftigt för vattenlevande organismer och kan ge mycket allvarliga effekter på djurs hälsa och miljö. PFOA inte toxisk för vattenorganismer dock betydande risk för sekundär påverkan på predatorer genom effekter på levern och hormonbalansen.		30 ¹⁷ , 3 ¹⁸
nonylfenol etoxylater (NPE)	Giftiga för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i miljön. Är potentiellt bioackumulerbar och har hormonstörande effekter.		0.1 ¹⁹ , 0.7 ²⁸
oktylfenol etoxylater (OPE)	Giftigt för vattenlevande organismer. Är bioackumulerbara och har hormonstörande effekter.		
oktabromdifenyleter (Okta BDE)	Reproduktionsstörande med risk för foster skador. Ämnet är persistent		
dekabromdifenyleter (Deka BDE)	Potentiellt neurotoxiskt och med bioackumulerande potential. Är persistent och har påvisat nedbrytning till giftigare ämnen i miljön och i levande organismer		

¹⁷Naturvårdsverket (2008) NV rapport 5799, sjöar och vattendrag, särskilt förorenande ämnen

¹⁸Naturvårdsverket (2008).NV rapport 5799, kust och hav, särskilt förorenande ämne

¹⁹Canadian Council of ministers of the Environment (2007). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life in fresh water

²⁴EU 2008/105/EG, sjöar och vattendrag, AA-MKN (årsmedel)

²⁶EU 2008/105/EG, sjöar och vattendrag, MAC-MKN (max tillåtet)

²⁸Canadian Council of ministers of the Environment (2007). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life in marine waters

Metall/Ämne	Effekt på människor, djur och akvatiska organismer	Vattendirektivets Miljökvalitetsnormer prioriterade ämnen ($\mu\text{g/l}$ om inget annat anges)	Riktvärde för effekter i recipienten ($\mu\text{g/l}$ om inget annat anges)
suspenderad substans (SS)	Suspenderat material (partiklar) kan medföra ökad grumlighet och ändrade ljusförhållanden i recipienten. Detta kan leda till förstörelse av levnadsplatser (habitat) och ökad dödlighet bland många djurarter. Till de mindre fraktionerna av det suspenderade materialet är ofta föroreningar knutna i varierande grad.		80mg/l ³¹

Diskussioner kring natriumklorid har uppkommit under arbetet med denna rapport. Vi har därför valt att kort presentera möjliga miljöeffekter av detta ämne. Natriumklorid i sig är inte farligt för människor men kan ha både direkta och indirekta effekter på recipienten. Ämnet kan orsaka störningar hos alger, bakterier och bentiska djur samt påverka lösligheten av tungmetaller³². Vid höga halter kan i värsta fall densitetsskiktning i närliggande sjöar uppstå, vilket i sin tur kan påverka cirkulationen i sjön och påskynda eutrofieringen.

Nya material introduceras hela tiden på marknaden innehållande ämnen vars effekter på miljön vi idag vet lite om. Det är därför viktigt att följa utvecklingen på marknaden samt uppdatera och utveckla mät- och analysmetoder för att följa ämnen som tros kunna ha effekter på miljön.

³¹ USEPA (1974) i Stockolms stad 1997

³² Folkeson, L. (1994) Miljöeffekter av väg dagvatten.

5 SCHABLONHALTER I DAGVATTEN

I detta kapitel redovisas schablonhalter i dagvatten med anpassning till Stockholms förhållanden. Data har samlats in genom litteraturundersökning och kontakter med Miljöförvaltningen, Stockholm Vatten m.fl. Schablonhalter för olika markanvändningar behövs för beräkningar av årliga föroreningshalter och mängder i dagvatten från ett område. Förslag till schablonhalter för olika ämnen i dagvatten uppdelat på olika markanvändning har tagits fram och redovisas i tabeller, där standard-, min- och maxvärden anges. En bedömning av osäkerheter i indata och förändringar med tiden redovisas även i tabellerna. Osäkerheter beskrivs dels med s.k. "CV-värden", där tillräcklig data finns, och dels med bedömda osäkerhetsnivåer utifrån mängden data och variationen av dessa. Osäkerheterna avser bl.a. olika provtagningsförfaranden (även om endast flödesproportionell data använts) och analysmetoder samt den typ/avgränsning av markanvändning som avses. Även mängden data, provtagningsens längd och antalet prover samt tiden under året då provtagning genomfördes påverkar osäkerheten. Schablonhalterna har anpassats till Stockholmsförhållanden genom att justera värdena närmare maxvärdena (istället för att använda typiska standardvärden för respektive markanvändning) samt genom att slå ihop olika markanvändningars schablonhalter och ta medelvärden av dessa. Detta eftersom det inte finns tillräckligt med bra mätdata från Stockholm. Många av undersökningarna har gjorts i mindre urbana områden varmed Stockholmsförhållandena har tätare bebyggelse och mer trafik vilket generellt bedöms ge upphov till mer föroreningar. Därför har en justering närmare maxvärdena gjorts. De antaganden och bedömningar som gjorts vid framtagandet av de presenterade schablonhalterna beskrivs också i kapitlet.

I detta kapitel redovisas också data över hur halterna i dagvatten har förändrats med tiden. En uppdelning har då gjorts mellan dagvatten från vägar och dagvatten från andra markanvändningar. Ett avsnitt behandlar även atmosfärisk deposition och förändringarna däri. Vad avser vägdagvatten redovisas data över föroreningshalter som förekommer i dagvatten från vägar vid olika trafikintensiteter. Jämförelser görs mellan nya och äldre svenska studier samt mellan nyare och äldre data från utländska studier med liknande förhållanden som Stockholm avseende vägdagvatten

5.1 TILLÄMPAD DATA

Endast mätvärden som baseras på långvarig (oftast flera år, ibland flera månader) flödesproportionell provtagning har använts. Det är generellt vedertaget att stickprov och tidsstyrd provtagning inte är tillräckligt bra provtagningsmetoder i syfte att beräkna årsmedelhalter och årliga mängder i dagvatten. Detta förklaras av att dagvatten har stora variationer i flöde och halter under olika delar av avrinningen och mellan olika avrinningstillfällen (p.g.a. olika långa torrperioder under vilka ackumulation av föroreningar sker). Generellt ger stickprov en underskattning av halter eftersom det är mycket svårt att ta stickprov just då en medelhalt uppträder; den största föroreningsmängden har vanligen passerat innan eller efter provtagningstillfället. Det motsatta kan dock också förekomma, d.v.s. att man råkar ta provet vid en föroreningstopp. Sett över en längre period sker dock generellt en underskattning om uppskattad halt baseras på ett antal stickprov. Det gäller att automatiskt ta prov under hela avrinningsperioden och ta fler prover då större flöden passerar. Sedan viktas dessa prover mot uppsamlad provtagningsvolym. Det är denna typ av flödesviktade framtagna årsmedelhalter

som överlag avses i denna rapport, annan data är ej medtagen. Det förekommer dock även osäkerheter i samband med flödesproportionell provtagning, men det är trots allt den metod som måste användas för att få relevanta värden när syftet är att ta fram årsmedelhalter och beräkna årliga mängder för dagvatten. I recipienter och större vattendrag kan andra metoder dock användas.

5.2 SCHABLONHALTER

Underlagsdata kommer från provtagningar genomförd under en längre period där ett stort antal avrinningstillfällen provtagits och där proverna har viktats mot uppsamlad volym vatten. Ett flödesviktat medelvärde av halten för perioden har beräknats. Provtagningen har avsett separata markanvändningar, d.v.s. är utförd direkt nedströms ett område med en enda markanvändning. Exempelvis avser schablonhalten för ett villaområde föroreningshalten i dagvatten från hela villaområdet inkluderande lokalgator, tak, garageytor och trädgårdar. Schablonhalterna avser årsmedelhalt. På hemsidan till dagvatten- och recipientmodellen StormTac³³ sammanställs schablonvärden i form av årliga avrinningskoefficienter och schablonhalter för olika markanvändning. Schablonvärdena uppdateras kontinuerligt efter kännedom om nya undersökningar och redovisas på hemsidan.

Generellt är tillförlitligheten högst (spridningen minst) för de olika bostadsområdena och genomfartsvägar samt för ämnena partiklar (SS), näringsämnen och metaller, undantaget kvicksilver. Vid beräkning av föroreningsbelastning vid ett specifikt dagvattentutlopp ska hänsyn tas både till halten i dagvatten och i basflöde, där det senare förekommer (det förekommer mer säkert i större områden). Basflödets halter är normalt lägre och dess halter redovisas inte här.

Vid detaljerade beräkningar bör platsspecifika schablonhalter användas där värden anpassas mellan standard-, min- och maxvärden. Finns t.ex. kopparkoppar i ett bostadsområde kan schablonhalten för koppar ökas mot maxvärdet. För exempelvis mer tätbebyggda bostadsområden och mer föroreningsalstrande industriområden används värden närmare maxvärdena.

Speciellt industriområden utgörs av olika verksamheter som påverkar dagvattenkvaliteten i olika hög grad. Standardvärdena avser ett genomsnittligt provtaget industriområde och bör inte användas för varje industriområde. Verksamheten i området bör utredas och en bedömning göras om värden närmare min- eller maxhalterna ska användas. På grund av detta bedöms osäkerheten vara störst för denna markanvändning och om tid/resurser finns så rekommenderas flödesproportionell provtagning att användas framför schablonhalterna. Om mätdata skall ersätta schablonhalterna så är stickprovtagning ej tillräcklig (då rekommenderas fortfarande schablonhalter som är baserade på flödesproportionell provtagning) utan flödesproportionell provtagning under en relativt lång tidsperiod måste utföras. Åtminstone mer än cirka fem till åtta avrinningstillfällen under olika perioder bör provtas. Om variationen i mätdata visar sig bli hög bör antalet prov utökas. Behovet av provtagning alternativt noggrann kartering och bestämning av schablonhalter är särskilt stor om området täcker en stor yta och om belastningen bedöms vara stor relativt belastningen från andra områden liksom om recipienten är känslig.

³³ www.stormtac.com, 2009

Redovisade vägdagvattenhalter är direkt beräknade från uppmätta svenska haltdata som funktion av trafikintensiteten, se kapitel 5.3, med antaganden enligt nedan. För att beräkna mer exakta värden för en specifik väg så rekommenderas att beräkna halten ur dessa funktioner, men med tanke på osäkerheter och då större områden med fler vägar ska beräknas så kan vägarna delas upp i olika intervall och värdena i Tabell 4 kan då användas.

Med "atmosfärisk deposition" avses den totala årliga halten i våt- och torrdeposition. Den används på ytvatten och för att beräkna föroreningsmängden direkt på ytvatten (sjöar, vattendrag och hav) från atmosfären. Föroreningar från atmosfärisk deposition är inkluderade i schablonhalterna från övriga markanvändningar.

Referenser och en mer utförlig beskrivning av schablonhalter finns i Svenskt Vatten Utveckling Rapport 2010-06³⁴.

I Tabell 4-5 sammanställs schablonhalterna som standardvärden, min- och maxvärden. Min- och maxvärden exkluderar extremvärden (vissa fallstudiers värden har ej beaktats, t.ex. på grund av gammal data eller andra osäkerheter) vilket innebär att värdena kan hamna utanför detta intervall vid extremväder och/eller för områden med ovanligt föroreningsalstrande material. Standardvärdena är varken median- eller medelvärden utan är framtagna utifrån en samlad bedömning av statistiska data (såsom medel- och medianvärden) och med beaktande av tidstrender (till exempel sänkning av blyhalter från tidigare data än 1995) och kalibreringar utifrån fallstudier samt jämförelser mellan data från olika markanvändning. Min- och maxvärden avser databasens årsmedelhalter från respektive fallstudie, inte min- och maxvärden inom respektive fallstudie. Om de senare hade medtagits så hade betydligt lägre respektive högre värden presenterats. Det senare hade resulterat i mycket stora variationer, som inte bedöms kunna ske då här bara årsmedelvärden på halter och mängder avses.

Intentionen var att inkludera markanvändningen järnvägsområde (banvall i StormTac), men markanvändningen exkluderades eftersom befintlig data är mycket osäker. I StormTac baseras dagvattendata för banvall på annan markanvändning med justeringar för några metaller som förekommer i högre koncentration på grund av korrosion från rälsen. Inga data finns dock för fosfor, kväve och benzo(a)pyrén. Inga specifika dagvattenundersökningar från järnvägsområden i marknivå har heller hittats utan endast data från två fallstudier i Arlandatunneln³⁵ respektive Intercity-tunneln som båda utgör tunnlar och är därför inte representativt för järnvägsområden som inte utgör tunnlar.

Tabell 4 redovisar schablonhalter för dagvatten som standardvärden. Olika textformat i data i Tabell 4 indikerar bedömd osäkerhetsnivå baserat på antalet data och deras osäkerheter: **Säkra data (fet stil)**, mellansäker data (normal stil), *mest osäker data (kursiv stil)*. För de markanvändningar där data på standardavvikelsen i värdena finns så har även osäkerheter i form av CV-värden presenterats i raden under respektive markanvändnings schablonhalter. CV står för Coefficient of variation och är standardavvikelsen dividerat med medelvärdet. Ett värde då $CV < 1$ bedöms generellt ha låg varians, medan $CV > 1$ innebär en hög varians. För vägar har osäkerheten istället presenterats som R^2 -värden och box-plotdiagram i kapitel 5.3. StormTac har använts för att beräkna schablonhalterna utifrån olika antaganden i syfte att passa

³⁴ Alm, H, Banach, A., Lam T. (2010). Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten. Svenskt vatten utveckling rapport 2010-06

³⁵ Pramsten, J. (2004). Citybanan i Stockholm – Utredning avseende förutsättningar för rengöring. PM, WSP.

förhållandena i Stockholm, detta eftersom det inte finns mätdata som är tillräckligt representativ för just de använda markanvändningarna. Förslaget innebär att utgå från de markanvändningar för vilka det finns tillräckligt med mätdata (schablonhalter) och att justera dessa för Stockholmsförhållanden genom att antingen ta medelvärden av olika markanvändningar eller att, såsom för tät stadsbebyggelse och större parkeringar, öka schablonhalterna närmare mot databasens maxvärden. Framöver kan de justeras om tillräckligt bra mätdata erhålls. Följande antaganden har gjorts för att få fram schablonhalterna för standardvärden för respektive numrerad markanvändning i Tabell 4:

1. Medelvärdet av halterna från bostadsområden med flerfamiljshus och centrumområden i tät stadsbebyggelse, där var och en av dessa halter utgör faktorn 6 (0-10). Detta för att erhålla halter som bedömts vara rimliga med hänsyn till bland annat bebyggelsestyp. I modellens databas utgör faktorn 5 standardvärdet utifrån vilket en linjär funktion upp till maxvärdet respektive ned till minvärdet antagits. Med faktorn 6 på x-axeln (av max 10) erhålls alltså linjärt ett värde på y-axeln (halten).
2. Medelvärdet av halterna från bostadsområden med flerfamiljshus och centrumområden i gles stadsbebyggelse.
3. Medelvärdet av halterna från villaområden och radhusområden i gles stadsbebyggelse.
4. Parkering. Halterna har anpassats genom att anta faktorn 7 (0-10). På så vis fås halter som bedömts rimliga och ligger närmare max-värdet med hänsyn till att större parkeringar än normalt avses här.
5. Medelvärdet av halterna från industriområde.
- 6-10. Medelvärdet på trafikintensiteten gav beräknade halter utifrån mätdata från nya svenska vägdagvattenundersökningar, framräknat från trendlinjens ekvation, se Figur 1 – Figur 3. För vägar med trafikintensitet <5000 fordon/dygn har 2500 fordon/dygn använts och för kommande tre trafikintervall har medelvärdet av intensiteterna använts. För vägar med trafikintensitet >30 000 fordon/dygn har intensiteten 75 000 fordon antagits. Om man vill beräkna mer exakta värden så kan ekvationerna i Figur 1-figur 3 användas för den specifika intensiteten för vägen.
11. Medelvärdet av halterna från naturmark avseende parkmark, gräs- och ängsmark samt skogsmark.
12. Medelvärdet av atmosfärisk deposition. För kväve och metaller har dock nya värden beräknats från Stockholmsdata, se *Tabell 6*.

Tabell 4 Schablonhalter för föroreningar i dagvattnet i form av standardvärden där årsmedelhalter (ofiltrerade prov) avses. Osäkerheter som CV-värden anges där data för detta finns.

	Standardvärden													
	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH	BaP	NH ₄ -N
	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l
Kvartersmark														
<u>Tät stadsbebyggelse</u>														
1. Stenstadens bostads- och arbetsområden inkl. lokalgator	0.35	1.9	48	52	176	1.1	10	11	0.11	185	1.3	0.64	0.10	0.65
1. CV	0.43	0.37	1.0	0.84	0.72	0.44		0.41		1.0	1.0			
<u>Gles stadsbebyggelse</u>														
2. Bostadsområden (flerfamiljshus) och arbetsområden inkl. lokalgator	0.29	1.7	18	26	120	0.85	8.5	8.8	0.038	85	1.1	0.60	0.075	0.65
2. CV	0.43	0.37	1.0	0.84	0.72	0.44		0.41		1.0	1.0			
3. Småhusområden inkl. lokalgator	0.23	1.4	11	23	83	0.55	5.0	6.5	0.018	45	0.50	0.60	0.050	0.80
3. CV	0.56	0.44	1.0	0.74	0.63	0.69				0.68	1.2			
<u>Tät och gles stadsbebyggelse</u>														
4. Större parkeringsanläggningar och terminalområden	0.12	1.3	38	44	176	0.67	17	5.2	0.11	204	0.92	1.86	0.068	
4. CV	0.35	0.35	1.5	0.65	0.79	1.2	0.79			0.79	1.4			
5. Industrifastigheter med miljöfarlig verksamhet	0.30	1.8	30	45	270	1.50	14	16	0.070	100	2.5	1.0	0.15	0.50
5. CV	0.41	0.30	1.3	0.80	0.45	0.47				1.5	0.61			0.50
Allmän mark														
6. Genomfartsväg < 5 000 fordon/dygn	0.14	2.4	5.3	26	64	0.29	19	5.0	0.080	70	0.78	0.22	0.013	
7. Genomfartsväg 5 000 - 10 000 fordon/dygn	0.15	2.4	9.8	34	131	0.32	33	7.0	0.080	81	0.80	0.42	0.018	
8. Trafikleder 10 000 - 15 000 fordon/dygn	0.17	2.4	14	43	198	0.36	40	9.0	0.080	93	0.82	0.62	0.023	
9. Trafikleder 15 000 - 30 000 fordon/dygn	0.21	2.4	23	60	332	0.43	47	13	0.080	116	0.86	1.0	0.033	

	Standardvärden													
	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH	BaP	NH ₄ -N
	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l
10. Trafikleder > 30 000 fordon/dygn	0.42	2.4	71	149	1035	0.8	62	34	0.080	236	1.1	3.1	0.085	
11. Naturmark (parkmark, gräs- och ängsmark, skogsmark)	0.12	1.0	6.0	12	23	0.27	1.8	1.0	0.010	43	0.17	0	0	0.12
11. CV	1.0	1.3	1.2	0.9 1	1.1					0.8 9				
12. Atmosfärisk deposition (t.ex. på vattenyta)	0.032	1.8	1.4	2.3	8.5	0.09 0	0.4 2	0.6 0	0.01 7	0	0	0.0 70	0.00 35	0.80
						säkrast data			mellansäker data			mest osäker data		

Tabell 5 redovisar schablonhalter för dagvatten som min- och maxvärden. Följande antaganden har gjorts för att få fram schablonhalterna för max- och minvärden för respektive numrerad markanvändning i Tabell 5:

1. Min- och maxhalterna från bostadsområden med flerfamiljshus och centrumområden i tät stadsbebyggelse.
2. Min- och maxhalterna från bostadsområden med flerfamiljshus och centrumområden i gles stadsbebyggelse.
3. Min- och maxhalterna från villaområden och radhusområden i gles stadsbebyggelse.
4. Parkering, min- och maxhalter i både tät och gles stadsbebyggelse
5. Industriområde, min- och maxhalter i både tät och gles stadsbebyggelse.
- 6-10. Min- och maxvärdet på trafikintensiteten gav beräknade halter utifrån mätdata från nya svenska vägdagvattenundersökningar, framräknat från trendlinjens ekvation, se Figur 1- Figur 3
11. Min- och maxhalterna från naturmark avseende parkmark, gräs- och ängsmark samt skogsmark.
12. Min- och maxvärdet av atmosfärisk deposition.

Tabell 5 Schablonhalter i dagvattnet från olika markanvändningar i form av min- och maxvärden. Årsmedelhalter av total fraktioner avses (ofiltrerade prov).

		P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH	BaP	NH ₄ -N
		mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l
Kvartersmark															
<u>Tät stadsbebyggelse</u>															
1. Stenstadens bostads- och arbetsområden inkl. lokalgator	Min	0.20	1.0	8.0	12	60	0.30	4.0	5.0	0.025	40	0.20	0.50	0.030	
	Max	0.70	2.5	230	315	400	2.0	20	20	0.40	230	2.0	0.80	0.20	
<u>Gles stadsbebyggelse</u>															
2. Bostadsområden (flerfamiljshus) och arbetsområden inkl. lokalgator	Min	0.20	1.0	8.0	12	60	0.30	4.0	5.0	0.025	40	0.20	0.50	0.030	
	Max	0.70	2.5	230	315	400	2.0	20	20	0.40	230	2.0	0.80	0.20	
3. Småhusområden inkl. lokalgator	Min	0.10	1.0	2.0	12	50	0.30	1.0	2.0	0.015	20	0.10	0.50	0.030	
	Max	0.40	2.2	55	80	200	1.2	10	20	0.30	60	0.80	0.80	0.20	
<u>Tät och gles stadsbebyggelse</u>															
4. Större parkeringsanläggningar och terminalområden	Min	0.07	0.60	11	25	50	0.20	3.0	1.0	0.050	40	0.50	0.40	0.040	
	Max	0.16	1.5	50	50	230	1.0	20	7.0	0.20	300	1.1	2.1	0.080	
5. Industrifastigheter med miljöfarlig verksamhet	Min	0.28	1.4	20	20	130	0.50	3.0	5.0	0.070	50	0.50	0.50	0.040	
	Max	0.60	2.7	300	130	600	3.0	20	30	0.50	400	4.0	3.0	0.30	
Allmän mark															
6. Genomfartsväg < 5 000 fordon/dygn	Min	0.14	2.4	5.0	22	60	0.27	1.0	4.2	0.080	65	0.78	0.20	0.011	

		P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH	BaP	NH ₄ ⁻ N
		mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l
	Max	0.14	2.4	7.5	30	97	0.31	28	6.0	0.080	75	0.79	0.32	0.015	
7. Genomfartsväg 5 000 - 10 000 fordon/dygn	Min	0.14	2.4	7.5	30	97	0.31	28	6.0	0.080	75	0.79	0.32	0.015	
	Max	0.16	2.4	12	38	164	0.34	37	8.0	0.080	87	0.81	0.52	0.020	
8. Trafikleder 10 000 - 15 000 fordon/dygn	Min	0.16	2.4	12	38	164	0.34	37	8.0	0.080	87	0.81	0.52	0.020	
	Max	0.18	2.4	17	47	231	0.38	42	10	0.080	98	0.83	0.72	0.025	
9. Trafikleder 15 000 - 30 000 fordon/dygn	Min	0.18	2.4	17	47	231	0.38	42	10	0.080	98	0.83	0.72	0.025	
	Max	0.24	2.4	30	72	432	0.48	51	16	0.080	133	0.89	1.3	0.040	
10. Trafikleder > 30 000 fordon/dygn	Min	0.24	2.4	30	72	432	0.48	51	16	0.080	133	0.89	1.3	0.040	
	Max	0.60	2.4	111	225	1638	1.1	68	52	0.080	340	1.3	4.9	0.13	
11. Naturmark (parkmark, gräs- och ängsmark, skogsmark)	Min	0.015	0.40	1.0	4.0	10	0.10	0.10	0.030	0.0050	10	0	0	0	
	Max	0.70	10	50	50	60	0.90	10	6.0	0.20	340	1.3	0	0	
12. Atmosfärisk deposition (t.ex. på vattenyta)	Min	0.010	0.85	1.0	2.0	6.0	0.030	0.10	0.10	0.010	0	0	0.050	0.0030	
	Max	0.16	6.2	20	25	20	0.30	0.50	0.90	0.020	0	0	6.8	0.011	
		säkrast data						mellansäker data				mest osäker data			

5.3 TRENDANALYS AV DAGVATTEN

Ingen trendanalys av annat dagvatten än vägdagvatten (se avsnitt 5.4.1) har utretts inom ramen för denna studie. Att utföra en sådan trendanalys skulle vara omfattande eftersom flertalet data saknar angiven tidsperiod för provtagning och eftersom antalet data är stort. Referenser när data publicerats finns dock. Enligt en tidigare utredning³⁶, som även hänvisade till Malmqvist³⁷, studerades dock tidstrenderna generellt för dagvatten. Det bedömdes då att halterna av fosfor, kväve och olja i stort sett var oförändrade från 1980 till 1994. I Stockholm hade däremot t.ex. blyhalterna år 1994 minskat till en tredjedel av 1980 års värden i innerstadsområden, och till hälften i ytterstadsområden. Generellt bedömdes även halterna av zink och suspenderat material 1994 ha minskat till 75 % av 1980 årsvärden och halten koppar minskat till mellan 65-90% av 1980 års värden. Jämfört med tidstrenderna för vägdagvatten de senaste 10 åren så överensstämmer inte trenderna med ovan nämnda generella trender (för tidigare period) för något studerat ämne. Ingen tydlig tidstrend bedöms därför finnas de 10 senaste åren för något ämne, utifrån här studerat underlag.

5.4 FÖRDJUPNING VÄGDAGVATTEN – TIDSTRENDER & TRAFIKINTENSITETER

I detta avsnitt görs sammanställningar av schablonhalterna i diagram med uppdelning i vägar med olika trafikintensiteter. Anledningen till att en sådan uppdelning görs beror på att tidigare undersökningar visat att ökade föroreningshalter ofta korrelerar med ökad trafik. I Bilaga 1 sammanställs samma halter i tabellform. Trendanalyser utförs; med en uppdelning mellan data från de senaste 10 åren och data från tidigare år. På så vis åskådliggörs eventuella förändringar i föroreningshalter med tiden. På senare år har förändringar av föroreningskällor förknippade med fordon skett. Ämnen har t.ex. fasats ut (såsom bly i bensin), bromsbeläggens metallinnehåll har ändrats och åtgärder mot minskat oljespill har genomförts m.m. Att studera trenderna i föroreningshalterna i vägdagvattnet är ett försök att verifiera åtgärdernas effekt på föroreningsinnehållet i dagvattnet. Stor vikt läggs därför på jämförelse av data från olika tidsperioder.

Osäkerheter redovisas både i form av s.k. "R²-värden" och s.k. "box-plotgrafer". R²-värdena är regressionskonstanter som visar hur väl data passar "trendlinjen" (funktionen), där R²=1 visar perfekt passning, men där negativa värden kan förekomma. En bedömning är att det finns stora osäkerheter kring en dagvattenprovtagning och det gäller allt dagvatten, inte bara vägdagvatten. Av den anledningen utgör ett R²-värden över 0,5, men helst över 0,7-0,8, en relativt bra passning, men det kan diskuteras. R²-värdena visar i denna studie passningen av årsmedelvärdena från respektive fallstudie och hur de stämmer överens med framtagna trendlinje eller vald funktion för bästa passning. Det finns utöver osäkerheter i faktiska mätdata även osäkerhetsfaktorer som rör den faktiska trafikintensiteten samt hur väl definierat avrinningsområdena är i respektive fallstudie, vägmaterialets påverkan, och väggyta jämfört med trafikintensiteter där en väg med fyra körfält inte nödvändigtvis har samma sammansättning som den väg med åtta körfält trots att de har samma trafikintensitet.

Box-plotgraferna visar data inom max-, min-, och medianvärde samt första och tredje kvartilen. Box-plotgraferna har endast redovisats för de svenska undersökningar där tillräcklig med data

³⁶ Stockholms stad (1997). Påverkan på växter och djur av dagvattnets föroreningar. En litteraturstudie av effekter och tröskelvärden. PM 1997-10-17, VBB VIAK, Thomas Lam och Erik Peterzén.

³⁷ Malmqvist, (1994)

varit tillgänglig och de avser variationen i alla data, d.v.s. inte årsmedelvärden. Även om osäkerheten bedöms vara stor mellan olika regn och avrinningstillfällen, såsom box-plotgraferna visar, så kan ändå årsmedelvärdenas passning vara bra (höga R^2 -värden), vilket generellt var fallet för de nya svenska data som redovisas här.

5.4.1 TIDSTRENDER

I en utredning från 1997³⁸ jämfördes utländska data från 1991-1997 och 1981-1989 med avseende på tidstrender för vägdagvatten, med en uppdelning i olika trafikintensiteter. Där fanns en svagt minskande trend av fosfor och suspenderat material med tiden (ca 10-25%) och en starkt minskande trend av bly (ca 90% vid högre trafikintensiteter, lägre minskning vid lägre trafikintensiteter) med tiden, det senare beror på förbudet av blytillsats som infördes 1995. För kväve fanns ingen data att jämföra med och för koppar och zink påvisades inga tidstrender.

Genom att jämföra nya (2000-2010) och äldre (1990-2000) svenska data i Figur 1- Figur 3 har en bedömning av tidstrender gjorts för att se om halterna av respektive ämne har ökat eller minskat med tiden. Det är dock svårt att kvantifiera tidstrenderna eftersom de enligt figurerna ger större skillnad med ökande trafikintensitet. Tidstrender har inte kunnat påvisas för alla ämnen. För bly, kadmium, kvicksilver och benso(a)pyrén har ingen förändring i halter med tiden kunnat utskiljas för tillämpade data. I fallen kvicksilver och Benso(a)pyrén beror det på litet dataunderlag. Blyhalterna har på grund av att blytillsats i bensin totalförbjöds 1995 minskat sett över ett längre tidsperspektiv. Bly försvann gradvis ur bensinen från 1970 fram till 1995 och undersökta äldre data sträcker sig från 1990-2000, detta innebär att stor del av minskningen i blyhalterna skedde innan undersökt tidsintervall vilket är en förklaring till att ingen minskning med tiden syns i undersökt data.

En minskande trend av halter med tiden har påvisats för kväve, olja och PAH₁₆, se Figur 1- Figur 3. Däremot påvisas ökande av halter med tiden för fosfor, koppar, zink, krom, nickel och suspenderat material. Detta är anmärkningsvärt men bedöms inte bero på en faktiskt ökande tidstrend utan beror sannolikt på att undersökningar med skiftande kvalitet jämförts och utgår från antagandet att halterna ökar med ökande trafikintensitet, vilket är mindre säkert för suspenderat material, benso(a)pyrén, och särskilt osäkert för kväve, kvicksilver och olja. Den ökande trenden av ovan nämnda ämnen motsägs av förbättringar som skett i bilparken på sistone, t.ex. minskad andel koppar i nyare bromsbelägg, minskat oljespill, avgasrening och mindre andel dubbdäck. Framtida förändringar kommer även att påverka fortsatt tidstrend. Den ökande trenden motsägs även av nedgående trender i halten atmosfärisk deposition, som utgör viss del av vägdagvattenhalten (olika stor del för olika ämnen). Det finns även andra data som pekar mot en nedgående trend av vägdagvattnets halter, t.ex. minskade halter i snöprover från Stockholm (dock stickprov) och minskade halter i sedimentprov (översta 2 cm) i Mälaren. De senare två är dock inte direkt överförbara till vägdagvattenhalter som årsmedelhalter, för stickproven i snö finns osäkerheter i mätdata och för sedimentprov finns många andra källor än vägdagvatten som kan påverka. Dessa data ger ändå vissa indikationer på nedgående halter, vilket styrker indikationen i figurerna av minskade halter av kväve, olja och PAH₁₆ i vägdagvatten. Det skall även påpekas att snösmältning och atmosfärisk deposition inkluderas i de flödesproportionella halterna i diagrammen, eftersom flödesproportionell provtagning skett under långa perioder.

³⁸ Stockholms stad (1997). Påverkan på växter och djur av dagvattnets föroreningar. En litteraturstudie av effekter och tröskelvärden. PM 1997-10-17, VBB VIAK, Thomas Larm och Erik Peterzén.

Sammanfattningsvis så bedöms trenden de senaste 10 åren för vägtagvatten vara otydlig och behöver utredas vidare, särskilt för fosfor och suspenderat material eftersom tidigare perioders trend var motsatt. Data indikerar i övrigt ingen tydlig trend på ändrad halt de senaste åren för koppar, zink, krom, nickel, kvicksilver och benzo(a)pyrén, eftersom olika data motsäger varandra. Data indikerar en troligt minskad halt av kväve, kadmium, olja och PAH samt en möjlig minskad halt av bly. Detta efter att ha jämfört vägtagvattenundersökningarna med nedgående trender för atmosfärisk deposition, se avsnitt 5.5.1. En del av den bedömda minskningen av vägtagvattenhalter är redan inkluderad i de halter som redovisas i rapporten, undantaget de senaste årens möjliga fortsatta minskning, men när tillräckligt bra flödesproportionella resultat finns att tillgå kan samband för både trafiktagvatten och annat tagvatten förbättras.

5.4.2 RUMSLIGA SKILLNADER MELLAN SVENSKA OCH UTLÄNDSKA UNDERSÖKNINGAR

Det kan tänkas att skillnaden i halt på vägtagvatten från svenska respektive utländska vägar påverkas av skillnaden i användning av dubbdäck, vägsaltning och sandning. Enligt en litteraturstudie från 1997³⁹ påvisades dock inga skillnader mellan svenska och utländska undersökningar av vägtagvattnets halter avseende kväve, bly, koppar och zink. En svag tendens fanns däremot att svenska halter av fosfor och suspenderat material var upp till 25 % lägre än de utländska. Övriga ämnen undersöktes inte i detta avseende.

Inte heller de data från Irland, Tyskland, USA och Kanada utförda mellan 1990-1995 som använts i denna studie indikerar att det finns några rumsliga skillnader mellan svenska och utländska data avseende halterna av bly samt koppar, se Figur 1- Figur 3. Vidare påvisas inte heller några skillnader för fosfor och suspenderat material. Ingen eller otillräcklig data finns för att avgöra om det finns skillnader avseende kväve, krom, nickel, PAH₁₆ och Benzo(a)pyrén. Jämförelsen påvisar lägre utländska halter för zink jämfört med de svenska data som presenteras i denna rapport, men data är osäkra. Högre utländska halter påvisades för kadmium, kvicksilver och olja men även här är data osäkra.

5.4.3 RESULTAT – SCHABLONHALTER I VÄGTAGVATTEN

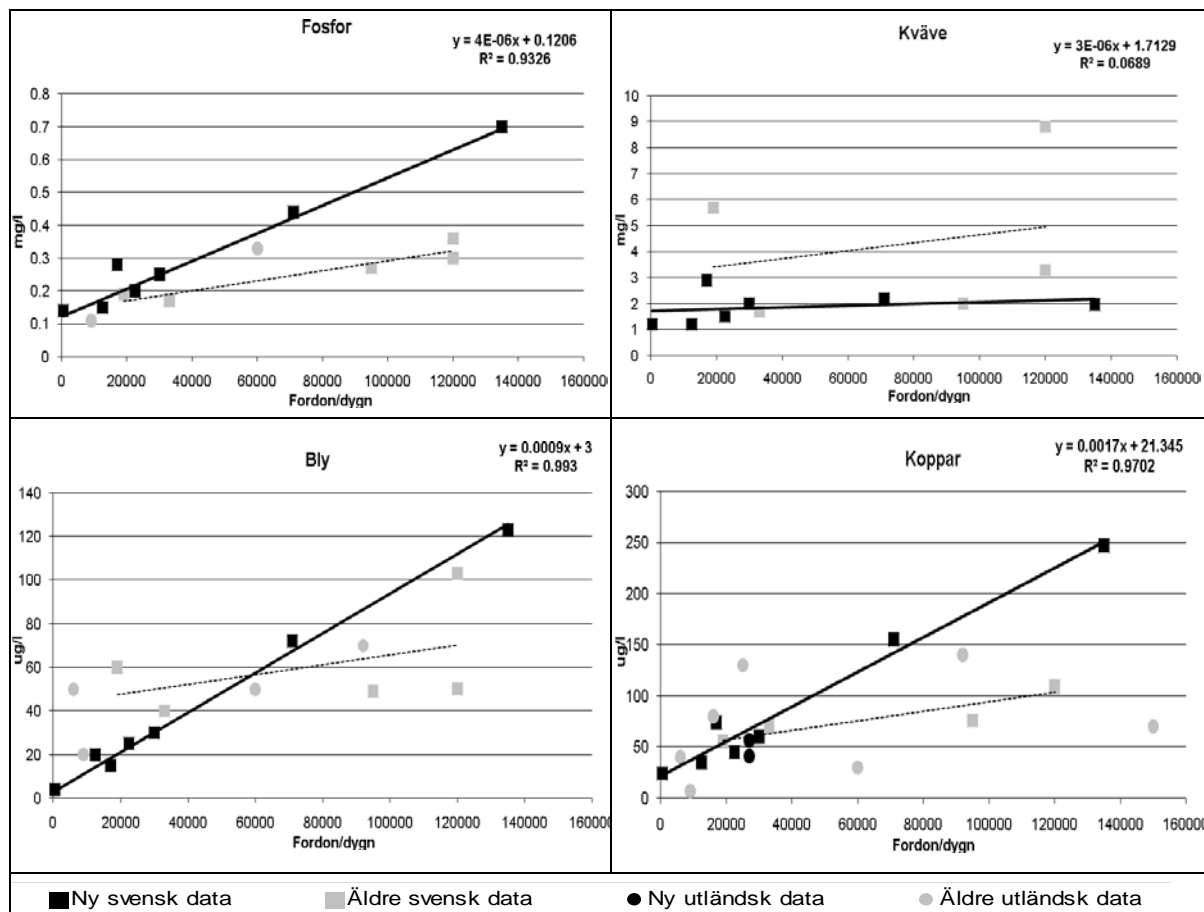
I Bilaga 1 finns en sammanställning av undersökt data. Data från respektive referens finns angivet med land och provtagningsår i StormTacs databas, från version 2010-07. För de svenska vägarna finns där även uppgifter om vilka vägar som avses.

I Figur 1- Figur 3 undersöks dels hur årsmedelhalterna av olika ämnen i vägtagvattnet förändras med ökade trafikintensitet samt hur halterna har förändrats med tiden. Den typ av samband, antingen linjär eller logaritmisk, som resulterat i bäst passning har använts. Att sambanden för vissa ämnen redovisas logaritmiskt med avtagande haltökning med ökad trafikintensitet indikerar att andra parametrar än trafikintensiteten får ökad betydelse, t.ex. vindpåverkan, vägbredd kontra trafikintensitet, och ändrad inbromsningsfrekvens. De primära källorna för vissa ämnen, t.ex. kvicksilver, kan även vara andra än just antalet fordon.

I Figur 1 åskådliggörs resultatet avseende fosfor, kväve, bly och koppar. Jämförelsen visar att årsmedelhalten för samtliga ämnen ökar med ökad trafikintensitet. För fosfor, bly och koppar är sambandet starkt med bäst passning när nya svenska data används, R²-värde mellan 0.93 till

³⁹ Stockholms stad (1997). Påverkan på växter och djur av dagvattnets föroreningar. En litteraturstudie av effekter och tröskelvärden. PM 1997-10-17, VBB VIAK, Thomas Larm och Erik Peterzén.

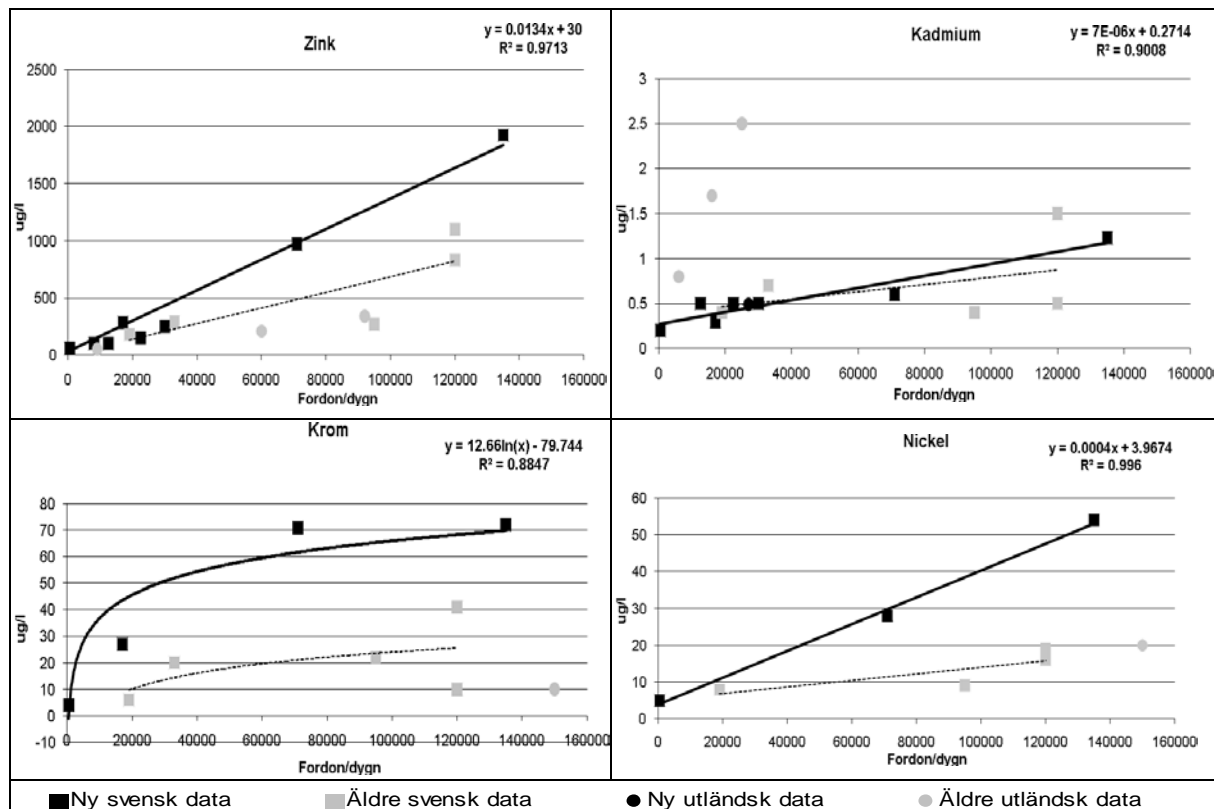
0.99. Däremot är passningen av kväve dålig, det vill säga det finns ingen tydlig trend av ökad kvävehalt med ökad trafikintensitet. Att blyhalterna fortfarande har ett samband med trafikintensiteten, trots införandet av blyfri bensin, tyder på att det fortfarande finns källor till bly som är starkt fordonsrelaterade. I övrigt bedöms den nedgående trenden bly i dagvatten på grund av blyfri bensin även synas i uppmätt minskad atomsfärisk deposition av bly.



Figur 1. Totalhalter av fosfor, kväve, bly och koppar (ofiltrerade prov) som funktion av trafikintensitet (fordon/dygn). Svarta fyrkanter visar nya svenska data (2000-2010), gråa fyrkanter visar äldre svenska data (1990-2000), svarta prickar visar nya utländska data (2000-2010) och gråa prickar visar äldre utländska data (1990-1995). Den feta trendlinjen (med redovisad ekvation och R²-värde) är utförd på de nya svenska data, den svaga prickade trendlinjen visar äldre svenska data för jämförelse angående eventuella tidstrender.

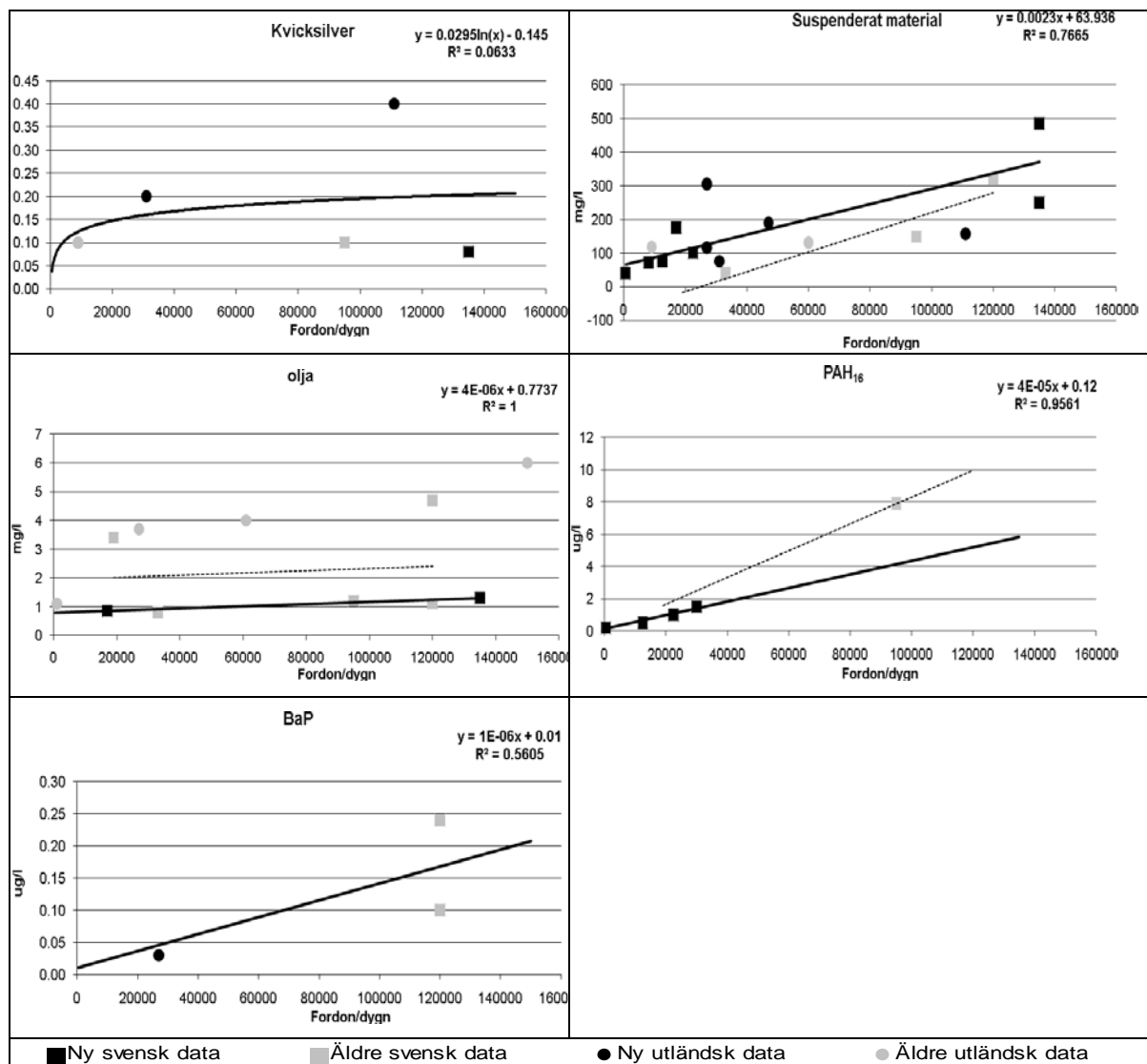
I Figur 2 illustreras halterna av zink, kadmium, krom och nickel som en funktion av trafikintensiteten. Samtliga ämnen påvisar ökade halter vid ökad trafikintensitet med mycket starka samband för zink, kadmium och nickel samt bra passning för krom. Jämförelsen med äldre data påvisar ökade halter av samtliga ämnen med tiden utom för kadmium vars halter inte påvisar stora förändringar med tiden. Jämförelsen med utländska data påvisar lägre halter av

samtliga metaller utom kadmium jämfört med svensk data. Ny utländsk data finns endast för kadmium och ligger i linje med svenska data.



Figur 2 Totalhalter av zink, kadmium, krom och nickel (ofiltrerade prov) som funktion av trafikintensitet (fordon/dygn). Svarta fyrkanter visar nya svenska data (2000-2010), gråa fyrkanter visar äldre svenska data (1990-2000), svarta prickar visar nya utländska data (2000-2010) och gråa prickar visar äldre utländska data (1990-1995). Den feta trendlinjen (med redovisad ekvation och R^2 -värde) är utförd på de nya svenska data, den svaga prickade trendlinjen visar äldre svenska data för jämförelse angående eventuella tidstrender.

Figur 3 redogör för halterna av kvicksilver, suspenderat material, olja, PAH₁₆ och benso(a)pyrén som en funktion av trafikintensiteten. Olja, PAH₁₆ och suspenderat material påvisar starka samband. För olja finns dock få data och bedömningen är därför osäker. Benso(a)pyrén påvisar måttliga samband och för kvicksilver är passningen dålig. Vad avser tidstrender konstateras att ingen tidstrend kan påvisas för suspenderat material och för resterande ämnen finns för få mätdata för att kunna göra en bedömning.



Figur 3. Totalhalter av kvikksilver, suspenderat material, olja, PAH₁₆ och BaP (ofiltrerade prov) som funktion av trafikintensitet (fordon/dygn). Svarta fyrkanter visar nya svenska data (2000-2010), gråa fyrkanter visar äldre svenska data (1990-2000), svarta prickar visar nya utländska data (2000-2010) och gråa prickar visar äldre utländska data (1990-1995). Den feta trendlinjen (med redovisad ekvation och R²-värde) är utförd på de nya svenska data, den svaga prickade trendlinjen visar äldre svenska data för jämförelse angående eventuella tidstrender. R²-värdet för olja baseras endast på 2 värden och för BaP avses alla 3 värden (inte bara nya svenska).

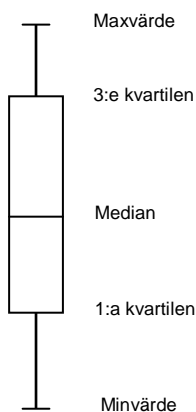
Sammanfattningsvis bedöms funktionen (halt-trafikintensitet) med ökade halter vid ökad trafikintensitet vara relativt säker (R²>0,7) för 9 av de i diagrammen presenterade ämnena, undantaget för de 4 ämnena kväve, kvikksilver, olja och BaP, medan det är svårt att dra

slutsatser om hur halterna förändrats med tiden samt hur svenska värden står sig mot utländska.

För att åskådliggöra spridningen i varje mätserie har box-plotdiagram upprättats för de ämnen och fallstudier där uppgifter om min-, max- och medianvärden finns och utifrån dem har första och tredje kvartilen beräknats. Första kvartilen utgör ett statistiskt mått under vilket en fjärdedel av alla observationerna är och tredje kvartilen innebär att tre fjärdedelar av observationerna är mindre. Kvartilerna avgränsar boxen och omfattar 50 % av all data. De fallstudier presenteras nedan är hämtade från olika källor. Data från väg med 500 fordon/dygn härstammar från Tegelbruket, 17 000 fordon/ dygn Älvsjövägen, 71 000 fordon/dygn Johanneshovsbron och 135 000 fordon/dygn Essingeleden. Data från övriga vägar baseras på uppgifter från Vägverkets publikation 2004:195 och Bäckström från 2002.

Skillnaden mellan data som presenteras i de tidigare figurerna och de kommande (Figur 5-6) är att i de tidigare presenterades endast de flödesviktade årsmedelhalterna från respektive fallstudie, men i de kommande studierna redovisas fördelningen av data inom varje fallstudie. Endast de fallstudier där vi har hittat dessa data har redovisats. En annan avgränsning är att endast nya svenska data presenterats (år 2000-2010). De flödesviktade årsmedelhalterna som visades i tidigare figurer finns inte med i nedanstående figurer, som alltså endast visar osäkerheterna inom varje studies data. De relativt bra sambanden mellan halt och trafikintensitet som visas i Figur 1 – Figur 3 kan inte ses nedan, men de sambanden har störst relevans för de flödesviktade årsmedelhalterna, som också är de som utgör grund för schablonberäkningar av halter och mängder av föroreningar och näringsämnen.

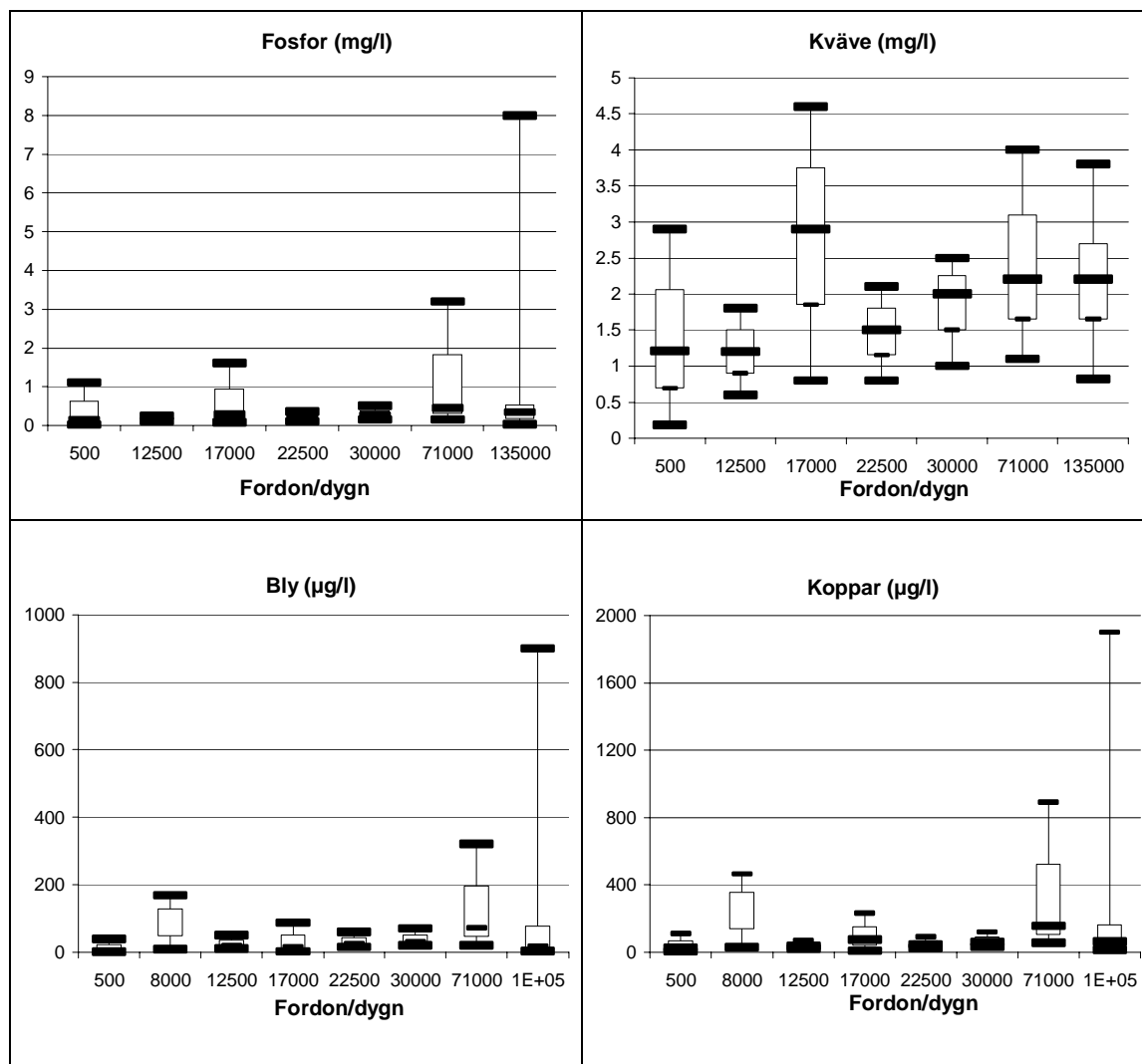
Principskissen nedan illustrerar vart i box-plotdiagrammet de olika värdena kan utläsas.



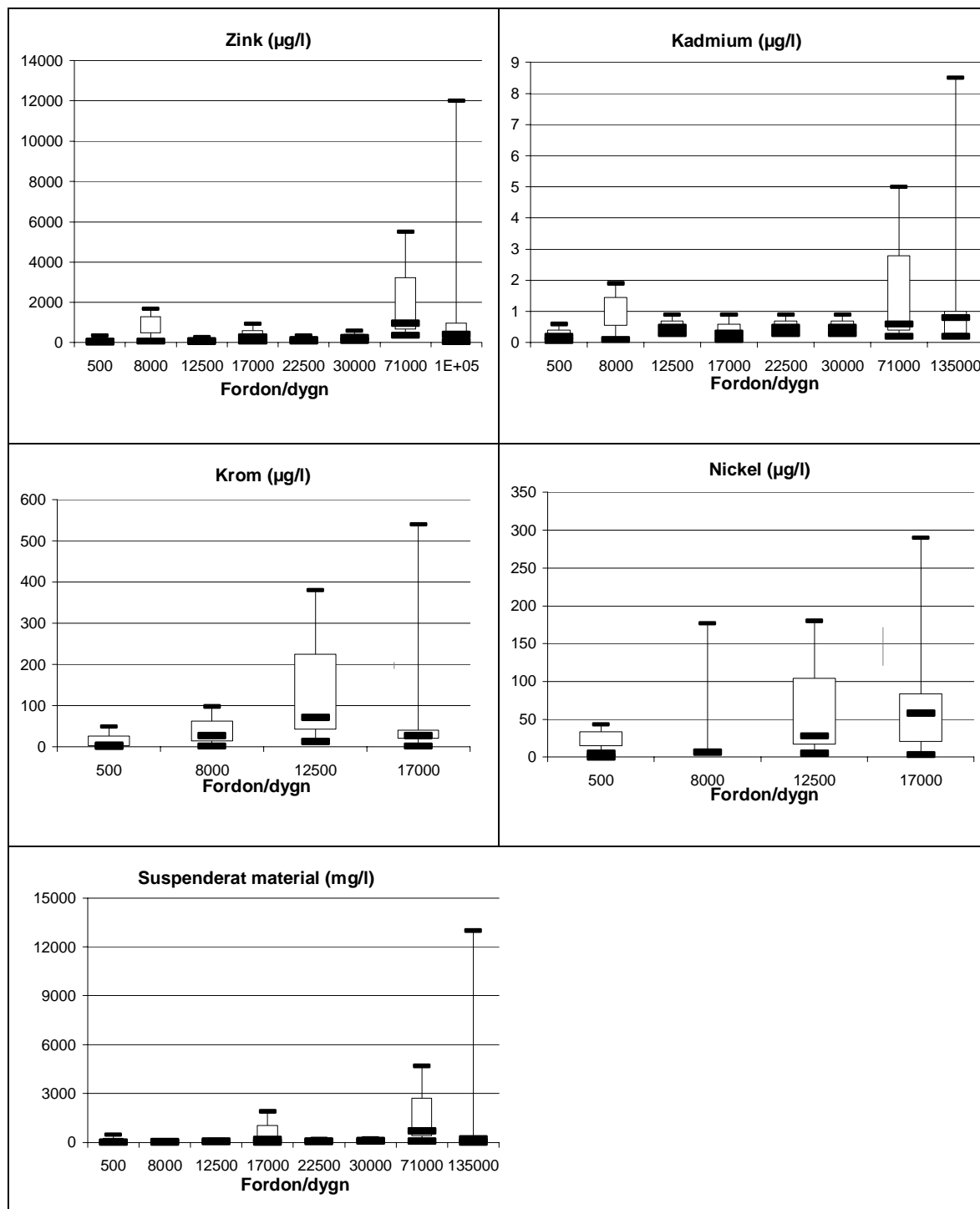
Figur 4. Principskiss över var i ett box-plotdiagram de olika värdena kan utläsas

Figur 5 redovisar spridningen i varje fallstudies mätserie för fosfor, kväve, bly och koppar. Diagrammen påvisar att det förekommer en relativt bred spridning av data. I den mätserie som finns från väg med en trafikintensitet på 135 000 fordon/dygn⁴⁰ ligger exempelvis 50 % av mätningarna inom ett ganska snävt intervall, men maxvärdet ligger för flera av ämnena mycket högre. För de flesta ämnena och undersökningar är datamängden positivt skev, det vill säga medianen ligger närmare första än andra kvartilen.

⁴⁰ Alzheimer, G, 2006. Sorbus, reningsanläggning för dagvatten. Stockholm Vatten rapport: 12-2006.



Figur 5. Totalhalter av fosfor, kväve, bly och koppar (ofiltrerade prov) för vägar med angiven trafikintensitet. Max, min, median samt första och tredje kvartilen visas i box-plotgaferna.



Figur 6. Totalhalter av zink, kadmium, krom, nickel och suspenderat material (ofiltrerade prov) för vägar med angiven trafikintensitet. Vad avser max, min, median samt första och tredje kvartilen visas i box-plotgaferna

5.5 FÖRDJUPNING ATMOFÄRISK DEPOSITION

Schablonhalterna för atmosfärisk deposition (torr- och våtdeposition) i Tabell 4 och Tabell 5 har uppdaterats för de ämnen där data finns. Dessa schablonhalter används antingen för beräkning av atmosfärisk deposition (halt eller mängd) på en vattenyta eller för beräkning av hur stor andel av dagvattenbelastningen (för vilken den atmosfäriska depositionen inkluderas) som utgörs av atmosfäriska deposition (halt eller mängden). För de ämnen där nya schablonhalter för atmosfärisk deposition finns har nya värden för belastning (kg/år) beräknats. De senare redovisas i Tabell 6 och de beräknade halterna utifrån denna belastning utgör data som inte presenterats förut, när det gäller halterna ($\mu\text{g/l}$) i den atmosfäriska depositionen. Halterna är beräknade utifrån rapporterad mängd (kg/år) av torr- och våtdeposition, angiven area och nederbörd, med korrigering för mäffel av nederbörden (korrigeringsfaktor 1,1). För att erhålla den atmosfäriska depositionen uttryckt i $\mu\text{g/l}$ så divideras ytbelastningen ($100 \cdot \text{kg/ha/år}$) med den korrigerade nederbörden (m/år), där multiplikatorn 100 är en enhetsomvandlare. Mätningarna är utförda på taknivå i Stockholm och inkluderar inkommen transport som blåser in utifrån. Mängdberäkningarna bedöms enligt personlig kontakt med författarna till refererade rapporter utgöra de senaste data som kan användas generellt för Stockholm vad gäller beräkning av årliga halter och mängder, som totalt nedfall på ytvatten.

Tabell 6 Nya beräknade värden för atmosfärisk deposition i Stockholm^{41, 42}

	Torr- och våtdeposition 2003/2004			Korrigerad nederbörd m/år*	Beräknad Atm.dep. i nederbörd (2003/2004)	Beräknad Atm.dep. i nederbörd (1998/1999)***	Atm. dep. (tidigare värde i StormTac)
	kg/år	ha	kg/ha/år		$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
N**	248 000	21590	11	0.63	1800		1500
Pb	173	21590	0.0080	0.59	1.4	3.0	3.0
Cu	291	21590	0.013	0.59	2.3		5.0
Zn	1081	21590	0.050	0.59	8.5	9.1	30
Cd	11	21590	0.0005	0.59	0.090	0.10	0.11
Cr	53	21590	0.0025	0.59	0.42	0.67	0.17
Ni	77	21590	0.0036	0.59	0.60	0.64	0.40
Hg	2.2	21590	0.00010	0.59	0.017		0.010
N (min)**			5.4	0.63	850		800
N (max)**			39	0.63	6200		4500

*Korrigerad nederbörd=1,1 x uppmätt

**År 2001

*** Beräknad på korrigerad nederbörd = 0.625 m/år (medelvärde 1998-1999, Observatorielunden, korrigeringsfaktor 1,1)

5.5.1 TIDSTRENDER

Jämförelsen av den nyaste uppskattade atmosfäriska depositionen från 2003/2004 med tidigare data visas i Tabell 6. Jämfört med perioden 5 år tidigare ses en minskning av alla de studerade ämnena det finns data för under bägge perioderna, d.v.s. för Pb, Zn, Cd, Cr och Ni. Jämfört med tidigare StormTac-värden så har halterna minskats för Pb, Zn och Cd men ökats för N, Cr och Ni. Den senare jämförelsen är inte lika relevant avseende tidstrender eftersom data från

⁴¹ Johansson C. och Burman L. (2006). Halter och deposition av tungmetaller i Stockholm 2003/2004.

⁴² Miljöförvaltningen i Stockholm (2003). Nedfall av kväve och svavel år 2001.

olika platser och år för olika ämnen samlats i StormTacs databas. Således bedöms det generellt finnas en nedgående trend av halterna i atmosfärisk deposition och därmed även av vägdagvattenhalter. Den senare nedgående trenden behöver utredas vidare eftersom andelen av vägdagvattenhalten som utgörs av atmosfärisk deposition är osäker och olika stor för olika ämnen. Det går alltså inte att direkt uppskatta hur mycket vägdagvattenhalterna minskats utifrån enbart minskad andel halt i atmosfärisk deposition.

6 ANDEL LÖSTA FRAKTIONER

I detta kapitel sammanställs andelen lösta fraktioner i tabeller utifrån en sammanställning av data från StormTacs databas, med uppdelning av data från vägar och övrig markanvändning samt jämförelse av data från Stockholm med övrig data. Osäkerheter beskrivs med intervall. Andelen lösta fraktioner är av betydelse då det är dessa fraktioner som främst är biotillgängliga och generellt ger störst biologisk effekt. Dessutom avser Vattendirektivets miljö kvalitetsnormer lösta fraktioner

Sammanställd data från de totalt 36 referenserna redovisas, varav 21 utgör väg dagvatten och 15 utgör en blandad markanvändning. Separat data från dessa visas i Bilaga 2. I både Tabell 7 och Bilaga 2 sker en uppdelning i total data respektive svensk data. I Tabell 8 visas data från vägar i Stockholm. Endast 3 vägar från Stockholm har analyserats avseende lösta fraktioner, och ingen data har hittats från övrig markanvändning avseende områden i Stockholm. I Figur 7 visas medianvärdena från studierna uppdelade i fyra kategorier; "Totalt" där vägar och annan markanvändning ingår, "Alla Vägar" vilket inbegriper väg dagvatten samt "Stockholms vägar" som utgörs av data från 3 vägar i Stockholm och "Övrigt" vilket inkluderar blandad markanvändning.

Resultaten visar t.ex. att Pb och PAHer är starkt partikelbundna, men näringsämnen och övriga metaller förekommer till ca 40-60% i löst fraktion (har passerat ett filter på 0,45 µm). För övriga ämnen har inte data hittats.

Tabell 7 Procent (%) lösta fraktioner av näringsämnen, metaller och PAHer (filtrerade prov) (svenska+utländska) och svenska fallstudier samt data från en amerikansk databas jämförs. Sammanställt data från StormTac. Osäkerheter anges som CV-värden, där data finns.

Ämne	Alla fallstudier					Svenska fallstudier					NSQD* databas
	Antal	Median	Min	Max	CV	Antal	Median	Min	Max	CV	Median
P**	14	42	5	80	0.43	2	24	5	43	1.12	49
N***	7	69	65	100	0.19	0	-	-	-	-	72
Pb	28	10	1	28	0.76	8	3	1	11	0.80	20
Cu	32	46	20	71	0.33	11	36	20	58	0.36	45
Zn	30	44	14	95	0.41	11	33	14	61	0.40	43
Cd	19	50	18	95	0.38	8	51	18	64	0.42	42
Cr	16	33	10	65	0.51	5	34	22	65	0.50	29
Ni	18	47	12	78	0.41	6	49	12	71	0.46	43
Hg	1	85	85	85	-	1	85	85	85	-	-
PAH ₁₆	3	14	10	15	0.20	0	-	-	-	-	-
Naftalen	1	30	30	30	-	0	-	-	-	-	-

*100-tals undersökningar från "National Quality Data Base", NSQD v.1.1 (USA, 2004)

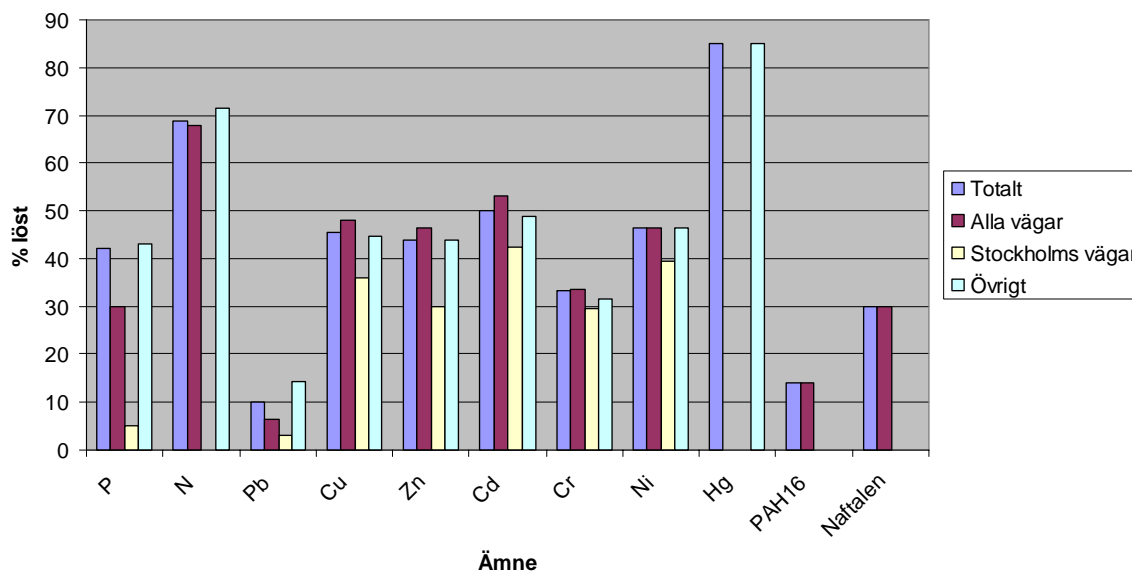
** PO₄-P

*** NH₃+NO₂+NO₃

Tabell 8 Procent (%) lösta fraktioner (ofiltrerade prov) i vägdagvattenundersökningar i Stockholm. Osäkerheter anges som CV-värden, där data finns.

Ämne	Antal fallstudier	Median	Min	Max	CV	Essingeleden (1992-1993)	Essingeleden (2005)	Centralbron (2009)
P*	1	5	5	5	-	-	5	-
Pb	3	3	3	4	0.17	3	3	4
Cu	3	36	23	38	0.25	23	36	38
Zn	3	30	24	51	0.41	30	51	24
Cd	2	43	32	53	0.35	53	-	32
Cr	2	30	25	34	0.22	25	-	34
Ni	2	40	30	49	0.34	30	-	49

* PO₄-P



Figur 7 Lösta fraktioner (%) av näringsämnen, metaller och PAHer, uppdelade på "Totalt" (vägar och övrig markanvändning), "Alla vägar" (vägdagvatten), "Stockholms vägar" och Övrigt (blandad markanvändning).

7 BIOTIC LIGAND MODEL – BLM

I detta kapitel redovisas en metod för beräkning av lösta fraktioner ur totala halter. Detta har betydelse då Vattendirektivets miljö kvalitetsnormer avser lösta fraktioner medan merparten av mätdata i Sverige avser totala halter.

Inom Vattendirektivet är ambitionen att hänsyn ska tas till naturliga bakgrundsvärden och den biotillgängliga andelen av ett ämne när riskanalyser avseende metaller tas fram. Uppmätta halter bör också jämföras med plats specifika koncentrationer (NOEC) eller beräknade halter (PNEC) som indikerar den gräns där ingen effekt av metallen förväntas fås på akvatiska organismer.

Biotic ligand model, BLM, är en modelltyp som förutser hur stor andel av en metall som är biotillgänglig utifrån plats specifika vattenkemiska förhållanden och beräknar metallens toxicitet utifrån angivna förhållanden. Metoden har tillämpats vid riskbedömningar inom EU och är idag en accepterad metod på flera håll i Europa. Väletablerade och användarvänliga BLM finns i dag för koppar samt zink och framtagandet av en BLM för nickel är på gång. De viktigaste parametrarna som krävs för att modellen ska vara tillförlitlig är pH, löst organiskt kol (DOC) och kalciumkarbonat (CaCO_3). Naturvårdsverket med flera har dock varit tveksamma till om metoden går att tillämpa på svenska vatten då förhållandena skiljer sig från förhållandena på kontinenten.

På grund av denna osäkerhet genomförde IVL⁴³ på uppdrag av bland annat Naturvårdsverket, en studie där de testade BLM för koppar och zink på svenska förhållanden. Undersökningen visade att modellerna går att tillämpa på flertalet svenska sjöar och vattendrag samt att pH och DOC-halterna ligger inom satta intervaller för modellerna. Dock föll sjöar med mjukt vatten och höga pH-halter utanför modellens gränser. Detta innebär att modellen än så länge inte är tillämpbar på alla svenska vatten. Samtliga av Stockholms stads ytvatten har höga pH-halter, vilket innebär att BLM-modellen inte är särskilt tillämplig i detta sammanhang.

Naturvårdsverket anger i rapport 5799 förslag till gränsvärden för särskilt prioriterade ämnen⁴⁴ att BLM kan ersätta gränsvärdena för de metaller där det finns en framtagen och validerad modell men det förutsätter att relevanta vattenkemiska variabler som pH, hårdhet, alkalinitet, DOC o.s.v. finns tillgängliga.

8 ÖVRIGA FÖRORENANDE ÄMNINGAR I DAGVATTNET

I detta kapitel redovisas uppgifter angående uppmätta halter av övriga förorenande ämnen i dagvattnet än de ämnen som tidigare behandlas. De data som redogörs för i detta kapitel är hämtade från en undersökning avseende förekomsten av prioriterade ämnen och metaller samt vissa övriga ämnen i dagvattnet⁴⁵

Det finns idag ett flertal mätningar av metaller, näringsämnen och partiklar i dagvattnet. Det finns däremot dåligt med mätdata för andra ämnen än dessa och därför är det inte heller möjligt att ta fram några schablonhalter för olika markanvändningar avseende andra ämnen än de som tidigare redovisats.

⁴³ IVL (2009). Testing the Biotic Ligand Model for Swedish surface water conditions.

⁴⁴ Naturvårdsverket (2008). Rapport 5799, Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen

⁴⁵ Alm, H., Banach, A., Larm T. (2010). Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvattnet. Svenskt vatten utveckling rapport 2010-06

För att öka kunskapen om förekomsten av Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen samt andra föroreningar som riskerar att förekomma i dagvattnet inleddes ett projekt av Svenskt Vatten och Sweco⁴⁶, som ett komplement till "NOS-studien" (Norrortskommuner i Samverkan). I projektet analyserades utöver halterna av metaller (totalt och löst) även Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen samt förekomsten av PCBer och samtliga PAHer. Halterna mättes i inloppet till Tibbledammen i Upplands-Bro och Ladbrodammen i Upplands-Väsby. Till båda dammarna tillrinne vatten från blandad markanvändning. I Tabell 9 redogörs för den procentuella fördelningen av respektive markanvändning i dammarnas tillrinningsområden.

Tabell 9. Procentuell fördelning av respektive markanvändning i Tibbledammens och Ladbrodammens tillrinningsområde

Markanvändning	Tibbledammen	Ladbrodammen
	Area (%)	Area (%)
Väg 31 000 fordon/dygn	1.4	-
Parkering	0.5	1.0
Villaområde	14	12
Radhusområde	10	15
Bostadsområde (flerfamiljshus)	9.7	30
Centrumområde	-	5.0
Industriområde	1.5	1.5
Parkmark	-	5.0
Skogsmark	36	12
Jordbruksmark	-	2.5
Ängsmark	27	15
Total	100	100

Undersökningen visade att dagvatten från såväl Ladbrodammens som Tibbledammens avrinningsområden innehöll prioriterade ämnen samt PCBer. I Tabell 10 redovisas vid hur många (av ca 20) tillfällen respektive ämne detekterades samt flödesviktade medelhalter i inlopp till respektive damm. Eftersom antalet detektioner ofta var relativt få så avser "medelhalterna" i tabellen bara medelvärden av de detekterade halterna och inte ett totalmedelvärde för hela mätperioden, ett sådant värde skulle vara lägre än värdena i tabellen. I tabellen finns också miljö kvalitetsnormerna för årsmedelhalter (AA-MKN) och maximalt tillåtna koncentrationer (MAC-MKN) enligt Vattendirektivet angivna. För de ämnen där MAC-MKN-värdet överskrids är medelhalten understruken. Det är dock viktigt att komma ihåg att proverna är tagna på dagvatten medan normerna avser ytvatten. Halterna i dagvattnet är egentligen inte direkt jämförbara med miljö kvalitetsnormer för ytvatten eftersom avrinnande dagvatten generellt innehåller högre halter än halterna är i ytvattenrecipienten då en utspädning sker i recipienten. Högre halter kan därför tillåtas i dagvatten än i ytvatten. Jämförelsen mot miljö kvalitetsnormerna är gjord på grund av brist på annan referensdata för dagvatten avseende prioriterade ämnen. Eftersom dagvattnets halter generellt är högre jämförs inte bara med AA-MKN utan även med MAC-MKN.

⁴⁶ Alm. H, Banach, A., Larm T. (2010). Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten. Svenskt vatten utveckling rapport 2010-06

Av ämnen och ämnesgrupper som analyserade i det inkommande dagvattnet till dammarna detekteras 29 av 84 ämnen i Tibbledammens inlopp, nio av dessa detekterades fem gånger eller fler. I Ladbrodammen detekterades 34 av 84 ämnen och 24 av dessa detekterades fler än fem gånger, se Tabell 10. DEHP, benso(ghi)perylen och indeno(123cd)pyren överskred AA-MKN för inlandsvatten i inloppet till både Tibbledammen och Ladbrodammen. I Tibbledammen överskred även nonylfenol AA-MKN-värdet och i Ladbrodammen förekom bens(b)fluoranten i koncentrationer över AA-MKN. För andra ämne var halterna så pass höga att de överskred den enligt Vattendirektivet maximalt tillåtna koncentrationen i recipienten (MAC-MKN). Halterna av monobutyltenn, dibutyltenn och tributyltenn översteg MAC-MKN i inloppet till de båda dammarna. I Tibbledammen var dessutom halterna av beta-endosulfan förhöjda och i Ladbrodammen var koncentrationerna av tetrabutyltenn högre än MAC-MKN.

Tabell 10 Detekterade halter av förorenande ämnen i dagvatten från två fallstudier. Dels redovisas antalet detektioner av respektive ämne och dels flödesviktade medelhalter i dagvattnet i inloppet till damm i område med mixad markanvändning⁴⁷. Avser totala koncentrationer (ofiltrerade prov)

Ämne	Enhet	Tibbledammen		Ladbrodammen		Vattendirektivets MKN	
		Antal detektioner	Medelhalt i dagvattnet	Antal detektioner	Medelhalter i dagvattnet	AA-MKN inlandsvatten	MAC-MKN inlandsvatten
beta-endosulfan	µg/l	1	0.020	-	-	0,005	0,01
Naftalen	µg/l	1	0.010	-	-	2,4	x
Acenaften	µg/l	2	0.025	-	-		
Fluoranten	µg/l	3	0.042	7	0.031	0,1	1
Pyren	µg/l	5	0.025	8	0.098		
bens(a)antracen	µg/l	2	0.017	7	0.028		
Krysen	µg/l	2	0.013	7	0.037		
bens(b)fluoranten	µg/l	5	0.022	8	0.086	0,03	x
bens(k)fluoranten	µg/l	1	0.017	5	0.024	0,03	x
bens(a)pyren	µg/l	2	0.017	7	0.040	0,05	0,1
benso(ghi)perylen	µg/l	6	0.013	8	0.062	0,002	x
indeno(123cd)pyren	µg/l	3	0.019	7	0.069	0,002	x
PAH 16	µg/l	8	0.07	8	0.50		
PAH cancerogena	µg/l	6	0.04	8	0.29		
PAH övriga	µg/l	8	0.04	8	0.20		
Triklormetan	µg/l	1	0.07	3	0.18	2,5	x
Monobutyltenn	µg/l	11	0,01	12	0.0062	0,0002	0,0015
Dibutyltenn	µg/l	9	0,0036	8	0,005	0,0002	0,0015
Tributyltenn	µg/l	2	0,0012	2	0,002	0,0002	0,0015
DEHP	µg/l	10	20	8	2.7	1,3	x
BDE 47	µg/l	1	0.0002	3	0.0002		
BDE 99	µg/l	2	0.0003	3	0.0002		
BDE 209	µg/l	1	0.0150	-	-		
4-nonylfenol	ng/l	4	0,53	14	0,3	0,3	2

⁴⁷ Modifierad från Alm, H, Banach, A., Lam T. (2010). Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten. Svenskt vatten utveckling rapport 2010-06

Ämne	Enhet	Tibbledammen		Ladbrodammen		Vattendirektivets MKN	
		Antal detektioner	Medelhalt i dagvattnet	Antal detektioner	Medelhalter i dagvattnet	AA-MKN inlands-vatten	MAC-MKN inlands vatten
4-tert-oktylfenol	ng/l	1	14	7	21		
PCB 101	µg/l	1	0.0098	16	0.011		
PCB 118	µg/l	1	0.0100	16	0.011		
PCB 153	µg/l	1	0.0014	11	0.0027		
PCB 180	µg/l	1	0.0013	5	0.0031		
Diuron	µg/l	-	-	1	0.02	0,2	1,8
acenaften	µg/l	-	-	1	0.021		
Dibens(ah)antracen	µg/l	-	-	3	0.03		
fenantren	µg/l	-	-	2	0.016		
tetrabutyltenn	µg/l	-	-	1	<u>0,004</u>	0,0002	0,0015
PCB 28	µg/l	-	-	15	0.023		
PCB 52	µg/l	-	-	17	0.032		
PCB 138	µg/l	-	-	9	0.0022		

Fet stil: Ämnena har detekterats minst 5 gånger
Understruken: Koncentration > MAC-MKN
Kursiv: Koncentration > AA-MKN
X: Ej tillämplig

Inga andra resultat från samlade provtagningar av dessa ämnen i dagvatten har påträffats. Det är därför svårt att ha en uppfattning om vilka halter av dessa ämnen som är vanligt förekommande i dagvatten och hur den faktiska belastningen av dessa ämnen från olika markanvändningar är fördelad. Resultatet från undersökningen får utgöra en första grov uppfattning av vilka av de 33 prioriterade ämnena som kan påträffas i dagvatten från en blandad markanvändning. Resultatet ger även en indikation av vilka ämnen som kan vara vikt för vidare arbete och är därför av värde att redovisa här.

9 MINSTA NÅBARA HALTER VID RENING I DAMMAR OCH VÅTMARKER

I detta kapitel utreds och sammanställs olika minsta nåbara halter (*eng. sökord på Internet: irreducible concentrations*) som kan uppnås i utlopp från reningsanläggningar av typen dammar och våtmarker. De har betydelse vid åtgärdsplanering och då för val av typ av anläggning eftersom olika typer kan ge olika minsta halter. De beror på interna processer i anläggningarna (sediment- och vattenprocesser, utläckage från botten samt frigörelse av organsikt material vid nedbrytning m.m.) och på lägsta möjliga partikelhalter som kan sedimentera etc. Osäkerheter beskrivs med intervall.

Tabell 11 visar halter som kan anses vara "minsta nåbara" baserat på 16 dammar och våtmarker för rening av dagvatten, där värdet för "Standard" ansatts som näst minsta uppnådda årsmedelvärde på utloppshalten, värdet för "Min" ansatts till minsta uppnådda årsmedelvärde på utloppshalten och värdet för "Max" ansatts till tredje minsta uppnådda årsmedelvärde på utloppshalten. Det är en första ansats för att försöka erhålla rimliga värden på minsta nåbara halter och för att visa någon typ av spridning av data, med hänsyn till den begränsade datamängden och brist på en standardiserad metodik. Den angivna spridningen i sig har till syfte att man kan uppnå lägre eller högre minsta nåbara halter med olika typer av anläggningar, t.ex. genom att komplettera med filter eller mer växter vilket skulle kunna ge lägre utloppshalter. Detta är en nyhet och har inte utretts tidigare i Sverige, förutom av Larm och Hallberg⁴⁸. Det finns motsvarande amerikanska data, men för vissa ämnen är dessa halter orimligt höga om man jämför med de data som redovisas i Tabell 11.

En studie av data och litteraturundersökningar i ämnet⁴⁸ ger att generellt kan ökad andel våtmarksvegetation ge möjlighet till reduktion ner till lägre minstavärden, närmare minvärdena i tabellen. Avsaknad av våtmarksvegetation gör det svårare att nå lägre halter, varmed värden närmare eller lika med maxvärdena i tabellen kan användas. Normal andel vegetation, täckningsgrad omkring 10-30% av vattenytan, ger att värden kring standardvärdena kan användas.

Sedan finns det andra parametrar som påverkar vilken minsta halt som man kan nå ner till, t.ex. inloppshalt och anläggningens storlek i förhållande till avrinningsområdets storlek, utloppskonstruktion (strykning) m.m. Påverkan av dessa parametrar, inklusive andelen våtmarksvegetation, på den minsta nåbara halten och därmed på reningseffekten, går att kvantifiera i modellen StormTac och beskrivs av Larm och Hallberg⁴⁸. Dessa parametrars betydelse är under utveckling och planeras beskrivas i uppföljande artiklar och i nya versioner av StormTac. Även typ av anläggning påverkar och här baseras minsta halt endast på anläggningar av typen våtmarker och dammar. I dagsläget har endast hittats tillräckligt med data från dessa typer av anläggningar. I framtiden behövs data även från andra anläggningstyper, t.ex. oljeavskiljare, svackdiken, magasin och skärmbassänger i recipienten, särskilt med tanke på att andra anläggningar är aktuella inte minst i mer urbana områden såsom i centrala Stockholm.

⁴⁸ Larm T. och Hallberg M. (2008). Design methods for stormwater treatment – site specific parameters. 11th International Conference on Urban Drainage, ICUD, Edinburgh, Scotland, UK, 2008.

Tabell 11. Föreslagna minsta halter utifrån mätdata från 16 dammar och våtmarker för rening av dagvatten, där årliga utloppshalter använts och totala fraktioner avses (ofiltrerade prov). Standard visar bedömt troligast värde för en standarddam, värden närmare min används med ökad andel våtmarksvegetation och värden närmare max vid minskad andel våtmarksvegetation.

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH ₁₆	BaP
	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
Standard	0.030	0.70	1.0	6.4	15	0.050	1.5	2.2	0.0050* 0.013	7.8	0.20* 0.52	0.010* 0.14	0.0050* 0.0080
Min	0.020	0.62	1.0	6.4	15	0.035	1.3	1.5	0.0030* 0.0070	5.0	0.10* 0.40	0.0050* 0.040	0.0020* 0.0050
Max	0.036	0.87	1.3	6.5	24	0.080	1.9	2.7	0.0070* 0.050	10	0.40* 0.52	0.040* 0.19	0.0080

I Tabell 11 bedöms värdena av Hg, olja, PAH₁₆ och BaP vara osäkra, p.g.a. mindre datamängd, varmed det kan bli aktuellt i vissa fall att sänka minstavärdena, istället för att utgå från de få minvärdena i den särskilt begränsade mängden data för just dessa ämnen. Förslag på sådana värden ges i tabellen uttryckta som "*" och är bedömda utifrån erfarenheter från några projekt där minstahalter använts. Värdena är mycket osäkra och bör användas kritiskt och bytas ut efter att ha studerat mer data när dessa blir tillgängliga.

10 BEHOV AV FORTSATT UTREDNINGAR

I detta kapitel redovisas och diskuteras identifierat behov av fortsatta utredningar inför revideringen av dagvattenstrategin för Stockholms stad, med fokus på dagvattnets föroreningsinnehåll.

10.1 ÄMNEN ATT ANALYSERA

Vilka ämnen som bör analyseras i olika dagvattenundersökningar bör utredas vidare eftersom det är dyrt att ta med alla ämnen som utretts i denna rapport. Indikatorämnena som bör ingå och utifrån vilka man (utifrån olika samband) kan försöka få fram information om andra ämnen kan väljas och bör studeras vidare. Förslagsvis bör de omfatta de mer studerade ämnena fosfor, kväve, bly, koppar, zink och kadmium och suspenderad substans. Från suspenderad substans (partiklar) kan man ibland finna bra samband med dessa angivna näringsämnen och metaller så suspenderad substans är kanske det viktigaste av dessa indikatorämnena. Dessutom finns tydliga samband mellan turbiditet och suspenderad substans, så det skulle kunna gå att, istället för suspenderad substans, mäta turbiditet "online" (kontinuerligt) och få beräkna övriga ämnen utifrån denna parameter. Bland övriga "nya" ämnen som ej undersökts så föreslås att de trafikrelaterade ämnena ftalater (DEHP) och alkylfenoler (nonylfenol) bör ingå i fortsatta undersökningar av dagvatten, eftersom dessa detekterats i dagvatten (se tabellerna i kapitel 8). Även TBT och dess nedbrytningsprodukter samt PAH kan vara intressanta att undersöka då även dessa detekterats i dagvatten, se kapitel 8. Även bekämpningsmedel inkluderande sådana som kan förekomma i utvändiga färger och ytbehandlingar kan vara intressant att ha med som indikatorämnena. Vilka de viktigaste av dessa är, t.ex. svamp- och mögelmedel, bör utredas vidare. Fler ämnen är dock numer förbjudna att använda varmed de ämnena kan vara av mindre intresse vad gäller åtgärder vid föroreningskällorna.

I dagsläget föreslås, med hänsyn till tillgänglig data samt nationella och internationella riktlinjer för rening, följande vara de mest väsentliga indikatorämnena i dagvattensammanhang: fosfor, kväve, koppar, zink och suspenderad substans. Fosfor och kväve är aktuella i Stockholmsområdet för åtgärd för att uppnå god status enligt Vattendirektivet. Suspenderad substans (partiklar) är, tillsammans med fosfor och kväve, de ämnen som i USA, Australien och Nya Zeeland är de vanligaste ämnena som relateras till riktvärden för dagvattenutsläpp. Jämförelser som gjorts i ett antal projekt i Stockholmsområdet mellan beräkningar/mätningar och föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp har visat att koppar och zink är de metaller som oftast föranleder åtgärder. I Storbritannien är det främst deras motsvarighet till svenska Trafikverket som har riktlinjer för dagvattenrening och de baseras på just koppar och zink.

Vilken analysmetod som bör väljas när olja ska studeras bör utredas vidare. Analysmetoden oljeindex har flera brister. Dels detekteras endast alifatiska ämnen med fler än 10 kolatomer, d.v.s. inte de ämnen som ingår i t.ex. bensin, och dels inkluderas kolföreningar såsom humus vid analys. Olika vatten har också påvisat olika korrelation mellan opolära alifatiska kolväten och oljeindex. Detta gör metoden osäker och resultatet kan bli missvisande. För att få en mer rättvisande bild av oljeföreningar i vatten bör kanske därför istället opolära alifatiska kolväten analyseras.

10.2 DAGVATTNETS FÖRORENINGSINNEHÅLL

Mer data avseende schablonhalter för andra ämnen än näringsämnen, metaller och partiklar behövs. Fosforkällor i trafiken behöver identifieras och kvantifieras, med hänsyn till den tydliga trenden med ökad fosforhalt vid ökad trafikintensitet.

Kompletterande flödesproportionell provtagning på minst 1-3 platser föreslås med syfte att utreda vägdagvattnets tidstrender. Helst skall platser väljas där liknande provtagning skett förut, för ca 10 år sedan. Någon plats skall helst vara från vägvagnsnitt med lägre trafikintensitet och någon annan från högre trafikintensitet. Man bör generellt sträva efter att inte ha med för gammal data som grund för att beräkna halter och mängder föroreningar i dagvatten, med tanke på tidstrender.

Olika källor till vägdagvattnets föroreningar föreslås utredas vidare, så att man kan beräkna vilka andelar som kommer från respektive av atmosfärisk deposition, erosion av vägbana, fordonen och övriga källor. Detta är även av relevans avseende studien av tidstrender, t.ex. vad gäller biltrafikens andel av den förmodade minskningen i halter. I detta sammanhang bör även sammanställas och utvärderas mätdata av atmosfärisk deposition i gatunivå, inte bara taknivå. När ny belastning av atmosfärisk deposition i taknivå beräknats av ITM kan nya halter i nederbörden beräknas. Ny kontakt med ITM föreslås för att försöka få till stånd en ny sådan beräkning (eftersom den förra skedde 2003/2004 och borde uppdateras, med tanke på att den tidigare beräkningen var 5 år innan, nu har längre tid gått). Halternas årstidsvariation föreslås också utredas vidare, med tanke på övriga variationer och källor såsom dubbdäck och sandning. En källstudie rekommenderas också för bostadsområden, avseende andel av föroreningar som kommer från atmosfärisk deposition, taktytor, lokalgata och grönytor. Dagvatten- och recipientmodellen StormTac inkluderar sådan uppdelning men den behöver studeras och uppdateras med hänsyn till tidstrender.

Andelen av total extern belastning på Stockholms recipienter som utgörs av dagvatten föreslås beräknas. Tidigare uppskattningar, bl.a. utförda i samband med upprättandet av Vattenprogram för Stockholm, föreslås inventeras och nya utföras med beaktande av nya schablonvärden.

10.3 RIKTLINJER FÖR RENING

Det bör studeras vilka dagvattenklasser, riktvärden och riktlinjer för rening som skall användas. Det finns risk för felaktig användning och att för stort fokus görs på halter när det är mängder som i större omfattning påverkar recipienten. Ett sätt kan vara att ta fram ett flödesschema som visar hur man utreder åtgärdsbehovet vidare, via t.ex. mängdberäkningar och mer detaljerade recipientberäkningar, efter att eventuellt ha använt en åtgärdsmatris med klasser och olika känsliga recipienter. Detta skulle förtydliga att det inte räcker med en grov åtgärdsmatris. Ett annat sätt kan vara att utgå från, komplettera och revidera, de två typer av riktlinjer som används i StormTac och som beskrivs på modellens hemsida www.stormtac.com. Dessa baseras på mängder och acceptabel belastning (mycket likt den amerikanska "TMDL-metoden") respektive på riktvärden i form av halter. Avseende riktvärden för dagvattenutsläpp så föreslås en rimlighetskontroll göras mot de minsta nåbara halterna som angivits i denna rapport.

Även om halter i dagvattenutsläpp inte kan jämföras direkt med Vattendirektivets miljökvalitetsnormer som avser ytvatten (vattenmassan i recipienten) så avser de senare lösta

fraktioner, vilket försvårar beräkningen av förändrade halter i recipienten (på grund av åtgärder eller ändrad markanvändning) ytterligare. Metodiken att använda schablonhalter för belastningsberäkningar och beräknade effekter i recipienten behöver utredas vidare. I framtiden bör övervägas att mäta den lösta fraktionen i dagvattnet. Mer schablonhalter avseende lösta fraktioner behövs eftersom det i första hand är denna fraktion som är biotillgänglig och därmed starkt effektrelaterade samt att sådana data saknas för olika typer av markanvändning. Även partikelbundna föroreningar kan dock bli biotillgängliga.

Det kan utredas vidare om den lösta halten kan beräknas genom att multiplicera värdena i Tabell 7 med schablonhalterna för totala fraktioner i Kapitel 5 för att på så sätt erhålla jämförbara halter med miljö kvalitetsnormerna. Men å andra sidan avser miljö kvalitetsnormerna halter i ytvatten medan schablonhalterna avser dagvatten.

11 REFERENSER

- Aldheimer, G, 2006. Sorbus, reningsanläggning för dagvatten. Stockholm Vatten rapport: 12-2006.
- Alm. H, Banach, A., Larm T. (2010). Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten. Svenskt vatten utveckling rapport 2010-06
- Badvattendirektivet 2006/7/EG.
- Bergbäck B. och Jonsson A. (2008), Stockholms väg mot en giffri miljö.
- Canadian Council of ministers of the Environment (2007). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life in fresh and marine waters
- Ekvall J. m.fl. (2001): Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav – Del 2, Dagvattenklassificering
- Europeisk unionen. EU 2008/105/EG om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område. 2008
- Folkesson, L., (1994) Miljöeffekter av vägdagvatten – Litteraturöversikt. VTI, Rapport 391.
- Förordning (2006:1140) om ändring i förordning (2001:554) om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten
- Gatu- och fastighetskontoret, Miljöförvaltningen, Stadsbyggnadskontoret, Stadsdelsförvaltningarna och Stockholm vatten AB (2001). Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad. Del 2. Organiska miljögifter, olja näringsämnen och bakterier.
- Gatu- och fastighetskontoret, Miljöförvaltningen, Stadsbyggnadskontoret, Stadsdelsförvaltningarna och Stockholm vatten AB (1999). Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad. Del 1. Metaller.
- IVL (2009). Testing the Biotic Ligand Model for Swedish surface water conditions.
- Johansson C. och Burman L. (2006). Halter och deposition av tungmetaller i Stockholm 2003/2004. Institutionen för tillämpad miljövetenskap. ITM-rapport 147.
- Larm T. och Hallberg M. (2008). Design methods for stormwater treatment – site specific parameters. 11th International Conference on Urban Drainage, ICUD, Edinburgh, Scotland, UK, 2008.
- Larm T. (2000); Watershed-based design of stormwater treatment facilities: model development and applications. PhD thesis, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Larm T. (1996). Towards integrated watershed management: System identification, material transport and stormwater handling. Lic.avh. KTH, Stockholm.
- Larm T. (1994). Dagvattnets sammansättning, recipient påverkan och behandling. Stockholm Vatten AB, KTH, VAV VA-Forsk Nr 1994-06.
- Malmqvist PA., Svensson G. och Fjällström C. (1994). Karaktärisering av dagvatten. VA-FORSK rapportnr 1994-11, VAV, Stockholm

- Marsalek och Ng, (1989) Evaluation of pollution loadings from urban nonpoint sources: methodology and applications. J. Great Lakes Res. 15(3): 444-451. Internat. Great Lakes Res.
- Miljöförvaltningen (2007). Bedömning av kemikaliers hälso- och miljöeffekter
- Miljöförvaltningen i Stockholm (2003). Nedfall av kväve och svavel år 2001. Beräkningar för Stockholms stad. SLB 6:2003.
- Naturvårdsverket (2008). Rapport 5799, Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen
- Nix, (1994). Urban stormwater modeling and simulation. CRC Press, Inc. (Lewis Publishers), Boca Raton, Florida, USA.
- Pramsten, J. (2004). Citybanan I Stockholm – Utredning avseende förutsättningar för rengöring. PM, WSP.
- Stockholm stad (2005): Dagvattenstrategi för Stockholm stad.
- Stockholms stad (1997). Påverkan på växter och djur av dagvattnets föroreningar. En litteraturstudie av effekter och tröskelvärden. PM 1997-10-17, VBB VIAK, Thomas Larm och Erik Peterzén.
- Riktvärdegruppen (2009). Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. Regionala dagvattennätverket i Stockholms län
- USEPA (1983). Results of the nationwide Urban Runoff Program. Volume I – Final Reports. USA.
- USEPA (2009). National Recommended Water Quality Criteria.

INTERNETKÄLLOR

- www.stormtac.com (2010). Hemsida. Dagvatten- och recipientmodellen StormTac,
- Havsmiljöinstitutet (2010). Båtbottenfärger - en fara för miljön. <http://www.havet.nu/?d=58>

BILAGA 1 - VÄGDAGVATTENHALTER

Nedan sammanställs undersökt data avseende halter i dagvatten från vägar. De utländska äldre data kommer från undersökningar utförda mellan 1990-1995. Med utländsk data omfattas här data från länderna Irland, Tyskland, USA och Canada. Data från respektive referens av typen land och provtagningsår finns i StormTacs databas, från version 2010-07. För de svenska vägarna finns även uppgifter om vilka vägar som avses.

Tabell Tabell med både svenska och utländska data, nya (senaste 10 åren) och gammal data. För de nya svenska data visas i rapporten osäkerheter av typen R^2 -värde (visar hur bra data passar mot en trendlinje mot ökad trafikintensitet; högre värde innebär bättre passning). SN=svenska ny, SG=svenska gamla, UN=utländska nya, UG=utländska gamla. X' = antal tusen fordon per dygn, t.ex. 1' = 1000 fordon/dygn. Halterna avser totalfraktioner (ofiltrerade prov).

		SN	UG	UG	SN	UG	SN	UG	SN	SG	SN	UG	UG	UN	UN	SN	UN	SG	UN	UG	UG	SN	UG	SG	UN	SG	SG	SN	SN	UG	SN	
		0,5'	1'	6'	8'	9'	12,5'	16'	17'	19'	22,5'	25'	27'	27'	27'	30'	31'	33'	47'	60'	61'	71'	92'	95'	111'	120'	120'	135'	135'	150'	R2	
P	mg/l	0.14				0.11	0.15		0.28	0.19	0.2					0.25		0.17		0.33		0.44		0.27		0.36	0.3	0.7			0.93	
N	mg/l	1.21					1.2		2.9	5.7	1.5					2		1.7				2.2		2.0		8.8	3.3	2.0			0.07	
Pb	µg/l	4		50		20	20		15	60	25			86.6	23.1	30		40		50		72	70	49		103	50	123			0.99	
Cu	µg/l	24		40		7	35	80	74	55	45	130		56.4	41	60		70		30		155	140	76		108	110	247		70	0.97	
Zn	µg/l	60			100	50	100		285	180	150			274	140	250	550	290	129	210		970	340	268	347	1100	830	1926			0.97	
Cd	µg/l	0.2		0.8			0.5	1.7	0.3	0.4	0.5	2.5			0.49	0.5		0.7				0.60		0.40		1.5	0.5	1.2			0.90	
Cr	µg/l	4							27	6								20				71		22		10	41	72		10	0.88	
Ni	µg/l	5								8												28		9.1		16	19	54		20	1.0	
Hg	µg/l					0.1											0.2								0.10	0.4			0.08		0.06	
SS	mg/l	40			71	118	75		175		100			305	115		75	41	190	131					148	157		320	250	485		0.77
olja	mg/l		1.1						0.84	3.4			3.7					0.8			4				1.2	4.7	1.1	1.3		6	1.0	
PAH	µg/l	0.2					0.5				1					1.5									7.9						0.96	
BaP	µg/l													0.03												0.1	0.24				0.56	

BILAGA 2 - TABELLER ÖVER ANDEL LÖSTA FRAKTIONER(%) (FILTRERADE PROV). DATABAS, STORMTAC.

Vägar	Alla fallstudier				Svenska fallstudier				NSQD* databas
	Antal	Median	Min	Max	Antal	Median	Min	Max	Median
P**	5	30	5	80	1	5	5	5	80
N***	1	68	68	68	0	-	-	-	68
Pb	18	7	2	27	5	3	2	5	7
Cu	20	48	20	71	6	30	20	46	31
Zn	18	47	14	95	6	30	24	55	26
Cd	9	53	20	95	3	32	20	53	68
Cr	10	34	10	65	2	30	25	34	28
Ni	10	47	12	78	3	30	12	49	44
PAH16	3	14	10	15	0	-	-	-	-
Naftalen	1	30	30	30	0	-	-	-	-
Blandad markanvändning	Alla fallstudier				Svenska fallstudier				NSQD* databas
	Antal	Median	Min	Max	Antal	Median	Min	Max	Median
P**	9	43	30	57	1	43	43	43	48
N***	6	72	65	104	0	-	-	-	74
Pb	10	14	1	28	3	2	1	11	23
Cu	12	45	30	65	5	45	30	58	47
Zn	12	44	14	65	5	42	14	61	44
Cd	10	49	18	64	5	55	18	64	34
Cr	6	32	21	65	3	65	22	65	30
Ni	8	47	31	71	3	52	48	71	40
Hg	1	85	85	85	1	85	85	85	-

Stockholms vägar	Antal fallstudier	Median	Min	Max	Essingeleden (1992-1993)	Essingeleden (2005)	Centralbron (2009)
P**	1	5	5	5	-	5	-
Pb	3	3	3	4	3	3	4
Cu	3	36	23	38	23	36	38
Zn	3	30	24	51	30	51	24
Cd	2	43	32	53	53	-	32
Cr	2	30	25	34	25	-	34
Ni	2	40	30	49	30	-	49
Medianvärden	Totalt	Alla vägar	Stockholms vägar	Övrigt			
P**	42	30	5	43			
N***	69	68	-	72			
Pb	10	7	3	14			
Cu	46	48	36	45			
Zn	44	47	30	44			
Cd	50	53	43	49			
Cr	33	34	30	32			
Ni	47	47	40	47			
Hg	85	-	-	85			
PAH16	14	14	-	-			
Naftalen	30	30	-	-			

* 100-tals undersökningar från "National Quality Data Base", NSQD v.1.1 (USA, 2004)

** PO₄-P

*** NH₃+NO₂+NO₃