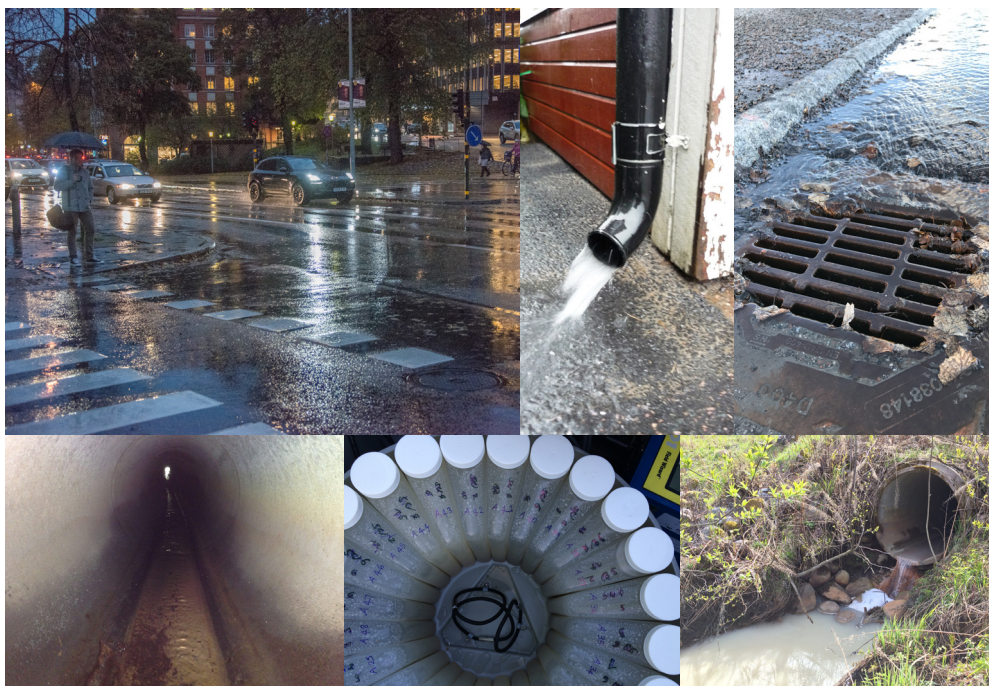


Kunskapssammanställning Dagvattenkvalitet

*Maria Viklander
Heléne Österlund
Alexandra Müller
Jiri Marsalek
Matthias Borris*



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Kunskapssammanställning - Dagvattenkvalitet
Title of the report:	State of Knowledge: Stormwater Quality
Författare:	Maria Viklander, Heléne Österlund, Alexandra Müller, Jiri Marsalek och Matthias Borris, Luleå tekniska universitet
Rapportnummer:	2019-2
Antal sidor:	82
Sammandrag:	Rapporten sammanställer internationella forskningsresultat om källor till dagvattenföroreningar samt föroreningarnas koncentration, mängd och variation mellan platser och årstider. Den beskriver vad man bör tänka på vid utformning av provtagningsprogram och vid val av modellverktyg, och den diskuterar effekter på hälsa, miljö och samhälle samt vilka regelverk och riktlinjer som finns.
Abstract:	This report summarizes stormwater pollutants, their sources, concentrations, and variations in concentrations. Practical guidance for field data collection, adoption of standard data from the literature and computer modelling are given. Furthermore, the effects on health, the environment and society, and associated regulations are discussed.
Sökord:	Dagvatten, dagvattenkvalitetsmodeller, föroreningar, provtagning.
Keywords:	Micropollutants, sampling, stormwater quality models, urban drainage.
Målgrupper:	Tjänstemän, konsulter och studenter inom VA-teknik.
Omslagsbild:	Övre raden: Mostphotos, Godecke Blecken, Sylvia Kowar Undre raden: Heléne Österlund
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens webbplats www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2019
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	13-107
Projektets namn:	Kunskapssammanställning: från regn till recipient - dagvattnets innehåll och dess variationer
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling

Förord

Med denna kunskapssammanställning ger vi en bred introduktion till dagvattenkvalitet – från regn till recipient – med fokus på dagvattens föroreningsinnehåll och källor. Litteraturen är hämtad från internationella och svenska studier. För att planera, utforma och bygga framtidens hållbara dagvattensystem krävs ökad förståelse för dagvattnets innehåll och dess variation. Vår förhoppning är att den här rapporten ska vara till nytta för dem som arbetar inte bara i VA-branschen utan även i samhällsbyggarsektorn generellt. Vi tror att både den som är novis inom dagvattenområdet och den med större erfarenhet har glädje av rapporten.

Maria Viklander, Jiri Marsalek och Heléne Österlund, Dag&Nät/Luleå tekniska universitet, har tillsammans haft ett övergripande ansvar för rapporten och dess utformning. Alexandra Müllers huvudsakliga insats har varit i kapitel 3 Dagvattnets innehåll och föroreningskällor, kapitel 5 Koncentrationer och belastningar av föroreningar samt kapitel 8 Regler, riktlinjer och certifieringar som berör dagvattenkvalitet. Hon har också översatt kapitel 7 Modeller för dagvattenkvalitet som är skrivet av Matthias Borris.

Tack till Thomas Larm som läst och kommenterat kapitlet om dagvattenmodeller.

November 2018

Maria, Heléne, Alexandra, Jiri och Matthias

Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning	6
Summary.....	7
Förkortningar	9
1. Introduktion.....	10
2. Metod	12
2.1 Vetenskapliga artiklar och böcker	12
2.2 Rapporter från svenska dagvattenundersökningar	12
2.3 Övrig litteratur.....	12
2.4 Erfarenhetsbaserad kunskap.....	13
3. Dagvattnets innehåll och föroreningskällor	14
3.1 Källor till föroreningar i dagvatten.....	14
3.2 Ämnen i dagvatten	16
3.3 Effekter på hälsa, miljö och samhälle	23
4. Dagvattnets kemi och spridningsmekanismer.....	28
4.1 Partikulär, kolloidal och (äta) löst fraktion	28
4.2 Metaller fördelning mellan olika storleksfraktioner	29
4.3 Organiska ämnens fördelning mellan olika storleksfraktioner	31
4.4 Transport av partiklar och partikelbundna föroreningar med dagvatten	32
5. Koncentrationer och belastningar av föroreningar	34
5.1 Variationer i dagvattenkvalitet	34
5.2 Årlig föroreningsbelastning	38
5.3 Framtida föroreningsmängder.....	39
6. Att undersöka och utvärdera dagvattenkvalitet	41
6.1 Val av provtagningsplats.....	41
6.2 Hur man provtar	42
6.3 Att tänka på inför analyserna.....	45
6.4 Bearbetning av data	47
6.5 Passiv provtagning i dagvatten	48
7. Modeller för dagvattenkvalitet.....	50
7.1 Modellkategorisering.....	50
7.2 För- och nackdelar med utvalda dagvattenkvalitetsmodeller	53
7.3 Viktiga frågor vid modellering av dagvattenkvalitet	56

8. Regler, riktlinjer och certifieringar som berör dagvattenkvalitet	58
8.1 Regler och riktlinjer för föroreningar i vattenförekomster.....	58
8.2 Dagvattenkvalitetsstrategier i Sverige	59
8.3 Dagvatten i miljöcertifieringar	60
9. Slutord	61
10. Referenser.....	62

Sammanfattning

Rapporten sammanställer internationella forskningsresultat om källor till dagvattenföroreningar samt föroreningarnas koncentration, mängd och variation mellan platser och årstider. Den beskriver vad man bör tänka på vid utformning av provtagningsprogram och vid val av modellverktyg, och den diskuterar effekter på hälsa, miljö och samhälle samt vilka regelverk och riktlinjer som finns.

Projektet genomfördes av en forskargrupp inom klustret Dag&Nät, VA-teknik vid Luleå tekniska universitet. Syftet var att öka förståelsen för det komplexa dagvattnet. Dagvatten kan innehålla en rad olika ämnen som tungmetaller, kolväten, näringsämnen, bakterier, partiklar och salter. Många av ämnena är potentiellt skadliga för både människor och vattenlevande organismer. Större delen av dagvattnet från tätbebyggelse släpps i dag ut orenat i sjöar och vattendrag. Trots att vi vet att dagvatten påverkar ytvattenkvaliteten finns det inga nationella riktlinjer för hur dagvatten ska hanteras. Det gör att arbetet varierar kraftigt runt om i landet.

För att skydda sjöar och vattendrag byggs det allt fler anläggningar för dagvattenrening. För att kunna bedöma vilka reningsåtgärder som behövs är det viktigt att kunna identifiera och kvantifiera föroreningarna i dagvattensystemet och veta varifrån de kommer. Om vi känner till källorna kan vi också minska eller helt avlägsna vissa föroreningar genom att substituera ämnen i den urbana miljön.

Hur dagvattenföroreningar sprids och vilken fara de utgör för miljön beror bland annat på hur de är fördelade mellan olika storleksfraktioner. Storleksfördelningen har också betydelse när lämplig reningsteknik ska väljas. Det är viktigt att ansvaret för dagvattenanläggningarna klargörs. Anläggningarna måste bland annat säkras så att inte ansamlade föroreningar sköljs med vid höga flöden. Beroende på kemiska förhållanden kan föroreningarna frigöras och transporteras vidare och därmed bli mer tillgängliga för levande organismer.

Dagvattnets kvalitet varierar kraftigt mellan och inom olika regntillfällen, mellan platser och mellan årstider. Det är därför svårt att ta fram standardvärden, och mer eller mindre omöjligt att få en uppfattning om dagvattenkvalitet i ett avrinningsområde med hjälp av bara ett stickprov. Det är viktigt att man provtar hela avrinningstillfället från början till slut. Provtagning är kostsamt och tidskrävande. Modeller av dagvattenkvalitet är ett bra komplement till provtagning eller när man vill undersöka hur förändringar i samhället eller stadsmiljön kan komma att påverka dagvattenkvaliteten. Samtidigt sker det en snabb utveckling av sensorteknik. Det gör att vi kan förvänta oss online-mätningar av dagvattenkvalitet i framtiden.

Summary

This report summarizes stormwater pollutants, their sources, concentrations, and variations in concentrations. Practical guidance for field data collection, adoption of standard data from the literature and computer modelling are given. Furthermore, the effects on health, the environment and society, and associated regulations are discussed.

The report was prepared by the Urban Water Research Group at Luleå University of Technology, within the research cluster Stormwater&Sewers. The overall goal with this report is to increase the understanding of the complexity of stormwater quality and its management by urban water stakeholders. Stormwater may contain a broad range of various pollutants and contaminants, such as contaminated solids, heavy metals, hydrocarbons, nutrients, pathogens and their indicators and road salt. Many of these may be potentially harmful and create environmental risks to humans and aquatic life. The larger parts of stormwater from Swedish urban areas are currently released directly into the receiving waters without any prior treatment. Even though we are aware of the effects of such practices on the quality of surface waters, there are no national guidelines concerning stormwater management. This results in vastly varying approaches to stormwater management taken locally across the country.

For the protection of specific lakes and watercourses, the numbers of implemented stormwater management and treatment facilities are steadily increasing. For evaluating which of such measures are needed, the identification and quantification of pollutants discharged from the stormwater sewer systems are important, as well as the knowledge of their sources. Such knowledge is necessary for pollution source controls, which are among the most effective control measures serving to reduce or eliminate the most significant pollution sources from the urban environment.

Stormwater pollutants transport and dispersion in the environment depends on their chemical characteristics, and the resulting treatability, which also affects their retention in various management and treatment facilities. It is also important to assign and accept the responsibility for the management/treatment facilities built; if they are not properly designed or maintained, the retained pollutants may be washed out during heavy rains with high flows.

The stormwater quality, described by pollutant concentrations and loads, varies greatly within and between different runoff events, seasons, and catchments. This affects the feasibility of adopting reliable standard values for stormwater quality and makes it more or less impossible to get representative characteristics from a single grab sample. It is, therefore, important to sample whole runoff events from the beginning until the end, even though stormwater sampling is expensive and time consuming. An alternative to sampling is the collection of continuous stormwater quality data by sensors, which are under development and will contribute to more

widespread on-line measurements of stormwater quality in the future. The modelling of stormwater quality is a good complement to field sampling, or when conducting the planning-level investigations of future changes in the society or the urban environment and how these changes may affect the stormwater quality.

Förkortningar

COD	Kemisk syreförbrukning (chemical oxygen demand)
DEHP	Di(etylhexyl)ftalat
DGT	Metod för passiv provtagning av metaller (Diffusive gradients in thin films, svensk översättning saknas)
DIDP	Diisodecylftalat
DINP	Diisononylftalat
DOM	Löst organiskt material (dissolved organic matter)
DOT	Dioktyltenn
DPHP	Di(2-propylheptyl) ftalat
EMC	Medelkoncentration vid ett avrinningstillfälle (Event mean concentration)
Kow	Oktanol-vatten-kvot
LOD	Lokalt omhändertagande av dagvatten
MOT	Monooktyltenn
NURP	Nationwide Urban Runoff Program (amerikanska naturvårdsverkets landsomfattande satsning för att utreda föroreningar i dagvatten, 1973–1983, svensk översättning saknas)
OTC	Organiska tennföreningar (organo-tin compounds)
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten (polycyclic aromatic hydrocarbon)
PCB	Polyklorerade bifenyl (polychlorinated biphenyls)
PCSWMM	SWMM programvara för PC
PFAS	Per- och polyfluorerade alkylsubstanser
PFOA	Perfluoroktansulfonsyra
PFOS	Perfluoroktansulfonat
POCIS	Metod för passiv provtagning av vissa organiska ämnen (Polar organic chemical integrative sampler)
PVC	Polyvinylklorid (polyvinyl chloride)
SFA	Substansflödesanalys
SMC	Årsmedelkoncentration för ett avrinningsområde (Site mean concentration)
SPMD	Metod för passiv provtagning av vissa organiska ämnen (Semi permeable membrane device)
SS	Suspended solids (suspenderat material)
SWMM	Modell för dagvattenhantering framtagen av amerikanska naturvårdsverket (Stormwater management model)
TBT	Tributyltenn
TOC	Totalt organiskt kol (total organic carbon)
TSS	Totalt suspenderat sediment

1. Introduktion

Dagvatten, det vill säga avrinning från olika typer av ytor i våra samhällen, var länge en fråga om att på effektivaste sätt avleda nederbördsvatten till närmaste recipient, utan hänsyn till vattenkvalitet och kvaliteten på de sedimentära avlagringar dagvattnet ger upphov till under sitt flöde. Under speciellt det senaste decenniet har forskning visat att dagvatten kan vara både akut toxiskt och ha skadlig inverkan på miljön på längre sikt. Effekterna på recipienterna beror dels på dagvattnets egenskaper såsom mängden föroreningar, pH, redoxpotential, flöde, volym och temperatur, dels på egenskaperna hos själva recipienten.

I vårt samhälle produceras tusentals kemikalier, och när det regnar tvättas dessa ämnen bort från olika typer av ytor, följer med det avrinnande vattnet och bildar dagvatten. Under 1970-talet myntades begreppet ”stadsvatten” vilket väl beskriver vad som händer. Dagvattnets innehåll och dess variation beror på säsong, markanvändning, mänskliga aktiviteter som gatsopning och saltning samt byggnadsmaterial. Detta skapar en komplex blandning av suspenderat material, klorid, organiskt material som är biologiskt nedbrytbart, *E. coli*-bakterier, metaller samt organiska föroreningar. De vanligaste metallerna i vägdagvatten är bly, zink, järn, koppar, kadmium, krom och nickel (Hvitved-Jacobsen & Yousef, 1991). Senare forskning visar på innehåll av katalysatormetaller som rhodium, palladium och platina i miljön (Rauch, 2001; Jensen, 2002). De studier som har gjorts hittills har behandlat PAH:er (Krein & Schorer, 2000; van Mertre et al., 2000; Mikkelsen et al., 1997; Takada 1990), men det finns tusentals olika organiska ämnen i avgaser, en av de största källorna till kolväten i vägmiljöer (Ball et al., 1991).

Även dagvattenssystemet i sig påverkar dagvattnets kvalitet. Exempelvis finns ett flertal studier som visat att dagvattendammar effektivt reducerar mängden föroreningar till recipienter. En studie av dagvattendammar i Sverige visade att avskiljningsförmågan kan variera mellan 30 och 80 procent beroende på ämne och dammens utformning (Pettersson, 1999). Trots denna avskiljning har det visats att utgående dagvatten är av sådan kvalitet att det finns risk för påverkan på recipientens ekosystem (German & Svensson, 2000). Både dammar och diken fastlägger föroreningar, och resultatet blir en långsiktig ökning av främmande ämnen i såväl väglänter som på dammbottenar. Sedimenten kan potentiellt ge en sekundär föroreningsspredning genom remobilisering av föroreningar från sedimenten efter att de avlagrats. För en uthållig dagvattenhantering krävs därför en helhetssyn på dagvattenssystemen som omfattar såväl kortsiktiga problem med akut toxicitet, som långsiktiga problem med ackumulering av främmande ämnen.

Beroende på dagvattenssystemets utformning varierar flödesmönstret för såväl vatten som föroreningar, bland annat därför att olika typer av dagvattenanläggningar reducerar olika ämnen och fraktioner i varierande grad.

För att planera, utforma och bygga framtidens hållbara dagvattensystem krävs ökad förståelse för dagvattnets innehåll och dess variation. Dessutom krävs ett tydligare fokus på effektivt uppströmsarbete. Tillsammans kommer detta att leda till minskad föroreningsspridning och minskad belastning på sjöar och vattendrag.

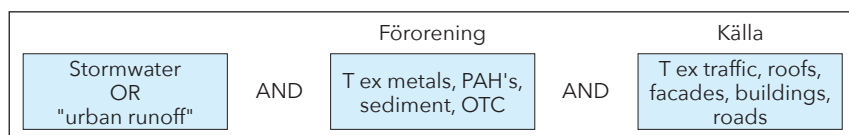
Syftet med denna rapport är att tillgängliggöra den kunskap som finns från den internationella forskningen och belysa både de utmaningar och möjligheter branschen står inför.

2. Metod

Denna kunskapssammanställning bygger huvudsakligen på litteraturstudier och främst vetenskapliga artiklar. På grund av rapportens bredd, med allt från vilka föroreningar dagvattnet innehåller och källor till dessa, till hur man provtar och modellerar dagvattenkvalitet, så har även andra källor varit nödvändiga. Översikten nedan visar vilka typer av källor som har använts.

2.1 Vetenskapliga artiklar och böcker

Vetenskapliga artiklar har sökts i databaser såsom www.scopus.com, www.sciencedirect.com samt www.webofknowledge.com. Dessa tre databaser täcker så gott som all vetenskaplig litteratur inom området med undantag för vissa äldre årgångar av en del tidskrifter. Exempel på hur sökningarna byggts upp finns i figur 2.1. Eftersom sökningarna resulterat i ett stort antal träffar har ett urval gjorts och de för ämnet mest relevanta artiklarna har valts ut.



Figur 2.1 Exempel på hur litteratursökning i vetenskapliga databaser formulerats.

De böcker som refereras har valts av den anledningen att de författats av forskare verksamma inom det fält boken behandlar och bygger på vetenskapliga studier.

2.2 Rapporter från svenska dagvattenundersökningar

Utöver sökningar i de vetenskapliga databaserna har förfrågningar gjorts till ett flertal svenska kommuners VA-ansvariga om dagvattenstudier som den egna organisationen utfört och rapporterat. De kommuner som tillfrågats är kända för att ligga i framkant i frågor som rör dagvattenhantering. Dessa rapporter inkluderar även examensarbeten. De svenska rapporterna har bidragit till att illustrera data under svenska förhållanden.

2.3 Övrig litteratur

Förutom litteratur direkt kopplad till dagvattenkvalitet har material relaterat till dagvattenkvalitetsfrågor inhämtats från Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten, Kemikalieinspektionen samt EU-direktiv.

2.4 Erfarenhetsbaserad kunskap

Vissa delar av rapporten, där studier som behandlar ämnet är ovanliga, bygger på erfarenhetsbaserad kunskap. Så är fallet med till exempel kapitel 6 om dagvattenprovtagning.

3. Dagvattnets innehåll och föroreningskällor

Dagvatten innehåller en komplex blandning av organiska och oorganiska material och substanser, med både naturlig och antropogen härkomst. Dagvattnets kvalitet varierar kraftigt mellan såväl olika platser som olika tidpunkter eller årstider (Butler et al. 2018). I detta kapitel ges en generell beskrivning av de främsta källorna till föroreningar i dagvatten samt de ämnen som genom åren identifierats som vanligt förekommande och vilka som är deras huvudsakliga ursprung.

3.1 Källor till föroreningar i dagvatten

Dagvattnets sammansättning varierar stort beroende av de ytor vattnet rinner över i den urbana miljön (Malmqvist, 1983). Markanvändning, trafikdensitet och byggnadsmaterial är några av de faktorer som har allra störst påverkan på dagvattnets kvalitet. Trafik är en av de absolut största källorna till många metaller i dagvatten, och korrosion av metalliska byggnadsmaterial är också en betydande källa (Malmqvist, 1983). Begreppet trafik innefattar allt från avgaser, drivmedel, olja, smörjmedel och rostande fordon till halkbekämpning och slitage av bromsbelägg, däck och vägbeläggningar. Trafikrelaterade föroreningar förekommer även i dagvatten där tvättning av vägtunnlar utförs. I en norsk studie av Meland et al. (2010) konstaterades att tunneltvätt kan bidra med stora mängder förorenat vatten till recipienter. Både trafikrelaterade källor och byggnadsmaterial har på senare år visat sig kunna vara viktiga källor även till organiska föroreningar i dagvatten (Brown & Peake, 2006; Björklund et al., 2009; Meland et al., 2010; Andersson Wikström et al., 2015). Figur 3.1 visar exempel på källor till föroreningar vid olika markanvändning.



Figur 3.1 Trafik, byggarbetsplatser och byggnadsmaterial är alla viktiga källor till dagvattenföroreningar.

Källor till partiklar i dagvatten finns överallt i den urbana miljön och är främst relaterade till markanvändningen i området. För de allra minsta partiklarna är atmosfärisk deposition, innehållande partiklar från bland annat industrier, trafik och byggprojekt, en viktig källa. Byggaktiviteter är i allmänhet en stor bidragande källa till partiklar i dagvatten. Forskning har visat att partikelbelastningen i dagvatten är som störst under den tid som ett område håller på att urbaniseras, det vill säga under konstruktionstiden

(Burton Jr & Pitt, 2001). När området sedan är färdigbyggt, med hög andel hårdgjord yta, minskar bidraget av partiklar.

Nötning av väg- och trottoarytor bidrar med många olika föroreningar, bland annat partiklar från vägmaterialet (till exempel asfalt, cement och ballastmaterial) samt deras nedbrytningsprodukter, polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er) och metaller. Vilka föroreningar dessa ytor bidrar med beror på ålder och skick på materialet, lokala spill av exempelvis olja på ytan samt det lokala klimatet och hur det bidrar till ytans nötning.

Skräp och rester av växter som blir liggande på vägar och gator är också källor till föroreningar i dagvatten (Selbig, 2016). Växtrester bidrar med organiska partiklar, förbrukar vid nedbrytning syre i vattnet och kan dessutom bidra med både näringsämnen och pesticider till dagvattnet. Brist på gatusopning medför därför ökad föroreningsmängd i dagvatten. Detta gäller även bakterier, eftersom nedskräpning drar till sig gnagare och andra djur som bidrar till högre halter av bakterier.

I Tabell 3.1 visas vilka föroreningsgrupper som förekommer i dagvatten från olika typer av källor. Många utsläpp av föroreningar är diffusa och svåra att spåra till en enskild källa och därför bör denna lista inte betraktas som fullständig.

Tabell 3.1 Exempel på vanligt förekommande föroreningar i dagvatten från några av de största källorna.

Källa	Specifik källa	Föroreningar
Trafik	Avgaser	PAH:er, bensen, alkylfenoler, kväve
	Motorer	Cr, Ni, Cu
	Bromsbelägg	Cu, Sb, Zn, Pb, Cd
	Bildäck	Zn, Pb, Cr, Cu, PAH:er, alkylfenoler, partiklar, ftalater
	Vägbeläggning	Partiklar, PAH:er, flertalet metaller
	Halkbekämpning	Partiklar (sand, grus), NaCl
	Bilvårdsprodukter	Ftalater, alkylfenoler, fluorerade ämnen, fosfor
	Tunneltvätt	PAH:er, metaller (Zn, Cu, Pb, Cr), partiklar
Byggnadsmaterial	Galvaniserad och svetsad plåt	Zn, Ni, Cr, Al
	Kopparplåt	Cu
	Zinkplåt	Zn
	Ytbehandlad plåt	Zn
	Tak- och fasadfärger	Metaller (Pb, Cr), ftalater, alkylfenoler, pesticider, PCB
	Bitumen (asfaltsmassa)	PAH:er, nonylfenol
	PVC och övriga plaster	Ftalater, nonylfenol
	Betong	Nonylfenol, partiklar, Cr
Industriområden		Metaller, PFAS, PAH:er, organiska tennföreningar, kväve etc. (beror i hög grad på typ av industri)
Byggarbetsplatser		Partiklar (tegel, cement etc.), skräp
Parker och trädgårdar		Näringsämnen, växtrester

Baserat på information från:
Malmqvist, 1983;
Mikkelsen et al., 1994;
Makepeace et al., 1995;
Pitt et al., 1995;
Waschbusch et al., 1999;
Bergbäck et al., 2001;
Andersson et al., 2004;
Councell et al., 2004;
Westerlund & Viklander, 2006;
Brown & Peake, 2006;
Hjortenkrans et al., 2007;
Björklund et al., 2007;
Shaver et al., 2007;
Jartun et al., 2009;
Meland et al., 2010;
Björklund, 2011;
KemI, 2011;
Liu et al., 2015;
Naturvårdsverket, 2016.

3.2 Ämnen i dagvatten

Undersökningar av dagvattenkvalitet har länge fokuserat på föroreningar som metaller, näringsämnen, partiklar, organiskt material samt PAH:er (Eriksson et al., 2007). Detta trots att majoriteten av de ämnen som ingår i vattendirektivets lista över prioriterade substanser (EU, 2013) är olika typer av organiska föreningar. En förklaring till detta kan vara bristande kännedom om innehållet av organiska substanser i gods, produkter och material i samhället, som i sin tur bidrar till bristande kunskaper om utsläpp av dessa ämnen till miljön (Björklund, 2011). Studier av metaller i dagvatten har förekommit sedan 1970-talet. Exempel på sådana är Horkeby & Malmquist (1977), Laxen & Harrison (1977), Malmqvist (1983) samt Malmqvist et al. (1994). De flesta organiska föroreningar i dagvatten har börjat kartläggas långt senare av bland andra Björklund (2011), Gasperi et al. (2014) samt Gilbreath & McKee (2015), även om ett fåtal tidiga exempel finns i Hites & Biemann (1972) samt Horkeby & Malmquist (1977). Kartläggningen av de ämnen som förekommer i dagvatten kommer aldrig att vara komplett, så länge nya substanser introduceras i samhället och därmed riskerar att släppas ut i miljön.

En sammanställning av de viktigaste källorna till föroreningar i dagvatten redovisas i tabell 3.2 och beskrivs mer utförligt i detta kapitel. Många utsläpp av föroreningar är diffusa och svåra att spåra till källan, och därför bör denna lista inte betraktas som fullständig.

3.2.1 Partiklar

Partiklar är en viktig parameter för att bedöma dagvattenkvalitet och påverkan partiklar kan ha både på funktionen hos dagvattensystem och vattenkvaliteten i recipienter. Två av de största källorna till partiklar i dagvatten är vägytor och byggarbetsplatser (Liu et al., 2015). Dagvattenpartiklar har länge ingått i studier av dagvatten, inte minst på grund av alla de storlekar, former, strukturer, densiteter samt olika kemiska och mikrobiologiska egenskaper som partiklarna kan ha (U.S. Environmental Protection Agency, EPA, 1983). I vattenmiljön kan partiklar transporteras på tre olika sätt: som bottensediment, suspenderat eller i löst fas. De större partiklarna, exempelvis sand och grus, återfinns i huvudsak i bottensediment som förflyttas med strömmen längs med botten i ett vattendrag, en kanal eller en avloppsledning.

Suspenderat material omfattar partiklar som transporteras i suspenderad fas och benämns ofta som TSS (*Total suspended solids*). Suspenderad fas innebär att partiklarna transporteras i vattenfasen, men sedimenterar med tiden då vattnet står mer eller mindre stilla.

Partiklar fungerar generellt som bärare av ämnen som fäster på partiklarnas ytor, och i det sammanhanget är ursprunget av de suspenderade ämnena av yttersta vikt. Ursprunget för partiklar från snösmältning och avrinning från vägar är relativt väldokumenterat. Dessa partiklar kan transportera stora mängder föroreningar, bland annat tungmetaller, bakterier, salter och organiska ämnen, alla med antropogent ursprung, som exempelvis trafik, slitage av fordonsdelar, vägsplitage, korrosion samt lokal atmosfärisk deposi-

Tabell 3.2 Exempel på källor till ett urval av de föroreningar som förekommer i dagvatten.

Förorening	Främsta källorna	Andra källor
Partiklar	Trafik, grusning och sandning av vägar, byggaktiviteter	Atmosfärisk deposition, nedskräpning, markerosion
Koppar	Koppartak, bromsbelägg	Industriutsläpp, bildäck, motorslitage
Zink	Bildäck, Zn- och galvaniserad plåt	Bromsbelägg, biltvätt, atmosfärisk deposition
Bly	Byggnader, bildäck	Antifouling i färg, atmosfärisk deposition
Kadmium	Bildäck, galvaniserad plåt, biltvätt	Smörjolja, atmosfärisk deposition
Krom	Svetsad plåt, bilmotorer, bildäck	Färger, atmosfärisk deposition
Nickel	Galvaniserad och svetsad plåt, bildäck	Bilmotorer, atmosfärisk deposition
Kväve	Gödselämnen, djurhållning, gårdsavfall	Industrier, atmosfärisk deposition
Fosfor	Gödselämnen, gårdsavfall	Tvätt- och rengöringsmedel, smörjmedel
Pesticider	Växtskyddsmedel	Vissa pesticider används i färgkonservering
Alkylfenoler	Fordon och trafik, betong	Bildäck, bilvård, färger och lacker
Ftalater	Fordon och trafik, ytbelagda och målade takmaterial	Atmosfärisk deposition, bildäck, bilvård
PAH:er	Fordon och trafik, förbränningsprocesser	Bitumen (asfaltsmassa)
PFAS	Industriprocesser och tillverkning av PFAS-produkter, brandskum, hydraulolja	Atmosfärisk deposition, byggnadsmaterial
PCB	Förbränningsprocesser, kemikalieindustrier	Äldre fasadbeklädnader, hydraulolja, smörjmedel
Organiska tennföreningar	Industrier, plaster	Diffusa utsläpp
Patogena mikroorganismer	Djurspillning	

Baserat på information från:
 Horkeby & Malmquist, 1977;
 Malmqvist, 1983;
 Mikkelsen et al., 1994;
 Pitt et al., 1995;
 Makepeace et al., 1995;
 Waschbusch et al., 1999;
 Bergbäck et al., 2001;
 Andersson et al., 2004;
 Councell et al., 2004;
 Brown & Peake, 2006;
 Westerlund & Viklander, 2006;
 Björklund et al., 2007;
 Shaver et al., 2007;
 Jartun et al., 2009;
 Björklund, 2011;
 Andersson Wikström et al., 2015;
 Keml, 2015;
 Naturvårdsverket, 2016.

tion (Schillinger & Gannon, 1985; Hvitved-Jacobson & Yousef, 1991; Marsalek et al., 2008). I länder med kallt klimat påverkas kvaliteten på dagvatten och dess sediment av valet av metod för snöhantering, speciellt där halkbekämpning används (Reinosdotter & Viklander, 2006; Reinosdotter & Viklander, 2007). Där grus och sand används för halkbekämpning förekommer även mer grus och sand i dagvatten vid snösmältning (figur 3.2).



Figur 3.2
 Grus och sand från halkbekämpning är en källa till partiklar i dagvatten.

3.2.2 Lösta ämnen

Totalmängden upplösta ämnen (*TDS – Total dissolved solids*) är också av intresse för dagvattnets kvalitet, inte minst i länder med kallt klimat där vägsalt används under vinterhalvåret, vilket bidrar till höga TDS-värden. TDS är ett mått på det kombinerade innehållet av oorganiska och organiska substanser som finns i löst fas, det vill säga fria joner och kolloider (mer om detta i kapitel 4).

Vägsäkerhet vid vinterväglag innebär att stora mängder vägsalt används för vinterväghållning. Vägsalt består till största delen av natriumklorid, NaCl (Trafikverket, 2015). Under åren 2000–2013 användes i genomsnitt 240 000 ton salt per år på det statliga vägnätet i Sverige (Naturvårdsverket, 2013). Detta gäller alltså endast det statliga vägnätet och inte kommunala och enskilda vägar. På kommunala vägar används mellan 50 000 och 70 000 ton salt per år (Naturvårdsverket, 2013). Under 1980-talet genomfördes ett forskningsprojekt med syfte att minska skadliga följder av vägsaltning (Öberg et al., 1991). Där utreddes alternativa halkbekämpningsmetoder, exempelvis befuktat salt och förebyggande saltning, och vägsaltsförbrukningen har till följd av detta kunnat minskas sedan 1990-talet.

3.2.3 Näringsämnen

Viktiga källor till näringsämnen i dagvatten är fåglar och husdjur, löv och växtdelar samt gödningsämnen från trädgårds- och parkskötsel (Malmqvist, 1983; Makepeace et al., 1995; Hochmuth et al., 2012). Vägar och omgivande gräsytor har visats vara den största källan till fosfor i dagvatten. I en studie av Waschbusch et al. (1999) visades att upp till 80 procent av den totala fosformängden i dagvatten kommer från vägar och gräsytor. För kväve är även atmosfärisk deposition från industrier och förbränning av fossila bränslen av betydelse (Malmqvist, 1983; Hochmuth et al., 2012).

Längs gator med många stora träd kan den årliga fosformängden reduceras kraftigt med den enkla åtgärden att samla upp nedfallna löv på hösten (Selbig, 2016). Även kvävebelastningen minskar då något. Detta bör göras så snart som möjligt eftersom näringsämnena frigörs vid nedbrytning. Figur 3.3 illustrerar de stora mängder nedfallna löv som kan förekomma på gatorna under hösten.

3.2.4 Metaller

Metaller är en av de vanligaste föroreningsgrupperna i dagvatten-sammanhang (Shaver et al., 2007). De förekommer mycket utbrett till mängder av olika ändamål i samhället. Metaller förknippades tidigare i stor utsträckning med industriutsläpp och utsläpp från metallproduktion, men dessa utsläpp har i västvärlden i dag minskats till följd av lagstiftning (Bergbäck et al., 2001). I dag är konsumtion av varor och korrosion eller nedbrytning av dessa material av större betydelse (illustreras i figur 3.4). För dagvatten är trafik samt metalliska byggnadsmaterial viktiga källor till de flesta metaller. Metaller är av stort intresse att undersöka i dagvatten-sammanhang och har länge ingått i dagvattenundersökningar, både på grund av sin utbredda förekomst i samhället och sina potentiellt giftiga egenskaper för vattenlevande organismer (Davis et al., 2001).



Figur 3.3

Nedfallna löv är en betydande källa till fosfor i dagvatten. Genom att samla upp löven på hösten kan fosformängden minskas kraftigt och till viss del även kvävemängden.



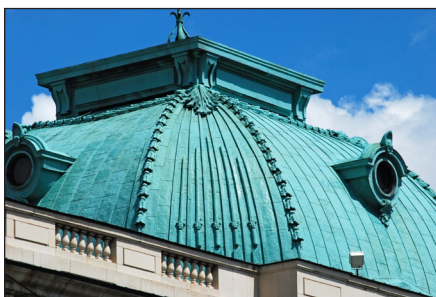
Figur 3.4
Korrosion av metalliskt
byggnadsmaterial.

I studier av dagvattenkvalitet är koppar, zink och bly de mest frekvent undersökta metallerna, följda av kadmium, krom och nickel. Förekomsten av dessa metaller är starkt kopplad till trafik (Makepeace et al., 1995), men de förekommer även i byggnadsmaterial och andra ytor i samhället.

Även andra metaller kan vara av intresse att undersöka i dagvatten. Det har exempelvis visat sig att bilarnas katalysatorer släpper ut ädelmetallerna platina, palladium och rhodium, som sprids vidare ut i miljön och till viss del transporteras med dagvattnet (Lashka et al., 1996 i: Rauch et al., 2005). Dessutom är det känt att dubbar på bilars vinterdäck kan orsaka utsläpp av volfram och titan (Bourcier et al., 1980; Bäckström et al., 2003), samt att antimon går att härleda till däckgummi (Councell et al., 2004; Mummulage et al., 2016).

Koppar

De två största källorna till koppar i dagvatten från urban miljö är trafik och byggnadsmaterial av koppar, som exempelvis i koppartak och kopparfasader (figur 3.5) (Davis et al., 2001; Gromaire et al., 2001; Amneklev et al., 2017). Koppar finns i fordons bromsbelägg och avges i form av små partiklar vid inbromsningar (Davis et al., 2001).



Figur 3.5 Fordons bromsbelägg och koppartak/-fasader är två av de största källorna till koppar i dagvatten.

Bly

En av de större källorna till bly i dagvatten är de tyngder som används för att balansera däck (Egodawatta et al., 2013; Kayhanian, 2012). I exempelvis mellersta och södra Europa är det inte heller ovanligt med tak och andra byggnadsdetaljer i bly som kan bidra med betydande mängder till

dagvattnet (Gromaire et al., 2001). Sedan bly förbjöds som tillsats i bensin har halterna i miljön överlag minskat, men bly kan fortfarande finnas kvar i jorden och därifrån spridas genom deposition (Kayhanian, 2012).

Zink

Det finns många trafikrelaterade källor till zink i dagvatten där däckgummi är en av de större. Zink tillsätts avsiktligt i form av zinkoxid vid vulkningen (ett av processtegen vid gummitillverkning) och innehållet är omkring ett par viktprocent (Smolders & Degryse, 2002). Galvaniserade lyktstolpar och vägträcken är ytterligare två signifikanta källor med koppling till trafik. Därtill kommer zinktak och zinkstrukturer såsom ventilationstrummor och takavvattning etc. (Gromaire et al., 2001). Zink finns också i bilars bromsbelägg (Davis et al., 2001).

3.2.5 Patogena mikroorganismer

Levande mikroorganismer (bakterier, virus och parasiter) transporteras med dagvattenavrinning och kan hota människors hälsa och förorena vattenresurser som används för dricksvattenproduktion, fiske och rekreation (Marsalek & Rochfort, 2004). Dessa mikroorganismers källor är många och innefattar bland annat den naturliga miljön (vatten och jord), djurspillning (husdjur och vilda djur) samt organiskt avfall. En av de viktigaste källorna till bakterier i dagvatten är avloppsvatten, som hamnar i dagvatten via felkoppling eller inläckage (Makepeace et al., 1995). Att analysera vatten för potentiellt patogena mikroorganismer skulle vara både komplicerat och dyrt. Därför testas i stället förekomsten av indikatorbakterier, som används för att bedöma risken för vattenförorening av patogener. I Sverige används främst *E. coli*, men även totala koliformer, enterokocker och *C. perfringens*, som indikatorbakteriestammar för dricksvattenresurser och vatten med rekreativvärden.

3.2.6 Organiska ämnen

Kolväten

Kolväten är en av de mest utbredda föroreningsgrupperna i både mark och dagvatten i urbana områden. De härstammar från källor som exempelvis oavsiktliga oljespill eller avsiktlig dumpning av olja eller bränsle, utsläpp från fordon, atmosfärisk deposition, urlakning eller slitage från gator med mera. Dessa föroreningar omfattar en rad olika kolväten som kan orsaka problem för såväl människors hälsa som vattenlevande organismer. I Sverige analyseras ofta oljeindex för att detektera oljeutsläpp.

Vissa av dessa kolväten medför speciellt toxiska risker och är dessutom vanligt förekommande i dagvatten. Ett sådant exempel är PAH:er, som bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material (olja, kol, avfall etc.) och i trafikavgaser (Naturvårdsverket, 2007a), men som också finns i petroleumprodukter som exempelvis används för att tillverka asfaltmassa (Brandt & De Groot, 2001). Denna asfaltmassa, bitumen, används inte enbart på vägar, utan förekommer också som till exempel takbeklädnad.

Andra exempel på ämnen som ingår i föroreningsgruppen kolväten är bensener och alkener, som båda förekommer i bensin och dess förbränningsavgaser (Petersson, 2006).

Pesticider

Pesticider kan delas in i undergrupper beroende på deras syfte: herbicider, fungicider och insekticider. Pesticider används både i jordbruket och som tillsatser i eller på byggnadsmaterial för att förhindra påväxt, och kan via dagvatten transporteras till yt- och grundvattenförekomster. Byggnadsmaterial har visats vara en av huvudkällorna till pesticider i urbana vatten (Burkhardt et al., 2007).

Ett flertal pesticider finns omnämnda i EU:s lista över prioriterade substanser för ytvatten (EU, 2013), bland andra diuron, isoproturon och simazin. Användningen av dessa substanser är i många fall reglerad, både av EU och enskilda länder. Olika pesticider har också uppmätts i dagvatten i flertalet studier (Burkhardt et al., 2007; Zgheib et al., 2011b; Bollmann et al., 2014). Bollmann et al. (2014) genomförde en studie i Danmark av pesticider i dagvatten och bekräftade utsläpp av pesticider från omålade och målade fasader av trä och puts till dagvatten. Deras studie visade också att pesticiderna diuron, isoproturon, terbutryn, karbendazim, mekoprop med flera alla detekterades i majoriteten av proverna, och de påtalade därför att det dagvatten från bostadsområden som vi vanligtvis klassar som relativt oproblematiskt ändå kan innehålla betydande mängder bekämpningsmedel.

I Sverige är glyfosat det mest använda verksamma ämnet för växtskyddsmedel (KemI, 2016). Glyfosat ingår i dag i godkända växtskyddsmedel i samtliga medlemsländer i EU, men detta tillstånd är i nuläget under omprövning.

Polyklorerade bifenyler (PCB:er)

PCB:er tillhör gruppen persistenta organiska föroreningar (Wiberg et al., 2009). Det finns 209 olika varianter av PCB:er (Makepeace et al., 1995). Vid miljöprovtagningar och forskning analyseras ofta sju olika PCB:er, så kallade indikator-PCB:er (Wiberg et al., 2009). Källorna till PCB:er är bland andra smörjmedel, hydrauloljor och deponiområden. I Sverige bedöms förbränning och kemikalieindustrin vara de största källorna till PCB:er (Wiberg et al., 2009). PCB:er har även detekterats i dagvatten i Paris (Zgheib et al., 2011a; Zgheib et al., 2011b).

Produktionen av PCB:er påbörjades på 1920-talet och ökade fram till 1970-talet; därefter utfasades produktionen fram till 1990-talet. Trots utfasningen har två norska studier visat att fasadfärger och fasadputs från tidsperioden 1950–1970 i dag tillhör huvudkällorna till PCB:er från den urbana miljön (Andersson et al., 2004; Jartun et al., 2009). Sedan miljöövervakningen startade på 1970-talet har koncentrationerna av PCB:er sjunkit i organismer i Östersjön.

3.2.7 "Nya" ämnen i dagvattenundersökningar

Alkylfenoler

Alkylfenoler består av en fenolgrupp med en eller flera alkylkedjor och är en grupp kemikalier som främst används för framställning av ytaktiva medel, såsom etoxilater, för användning som bland annat tensider i olika typer av rengöringsmedel (KemI, 2015). De vanligaste alkylfenolerna för industriella tillämpningar är nonylfenol och oktylfenol (Björklund, 2011). Nonylfenoletoxilater har ett brett användningsområde som innefattar allt från smörjmedel, plast- och gummitillverkning och tvättmedel till hygienartiklar, färger och lacker. Trafik är en betydande källa till alkylfenoler i dagvatten. De förekommer även i fogmassa och som luftporbildare i betongtillverkning (Björklund et al., 2007).

Ftalater

Ftalater är en grupp kemikalier som främst används som mjukgörare i polyvinylklorid (PVC), men även i andra plaster (Naturvårdsverket, 2009). Ftalater förekommer också i en rad andra typer av produkter, exempelvis som bindemedel och pigment i lacker och färger. Utöver byggnadsmaterial är trafik en stor källa till ftalater i dagvatten (Björklund et al., 2007).

Historiskt sett är di(etylhexyl)ftalat (DEHP) den mest använda ftalaten. Inom EU dominerar användningen av ftalater med hög molekylvikt, till exempel diisononylftalat (DINP), diisodecylftalat (DIDP) och di(2-propylheptyl)ftalat (DPHP), medan lågmolekylära ftalater som DEHP är mindre vanliga (KemI, 2014). I övriga delar av världen är andelen lågmolekylära och högmolekylära ftalater ungefär lika stora, och DEHP är i stället den dominerande ftalaten med nästan 50 procent av världsmarknaden (KemI, 2014).

Högfluorerade ämnen (PFAS)

Högfluorerade ämnen (per- och polyfluorerade alkylsubstanser, PFAS) används i många olika produkter på grund av deras vatten- och fettavvisande egenskaper (Naturvårdsverket, 2016). De används exempelvis som impregnering av textilier, i fönsterputs och bilvårdsprodukter samt i färger och lacker. Dessutom är de ofta en komponent i skidvalla (KemI, 2017).

Ett av de vanligaste PFAS-ämnena är perfluoroktansulfonat (PFOS), som har använts sedan 1950-talet (Naturvårdsverket, 2016). På grund av hög temperaturbeständighet och filmbildande egenskaper har PFAS ofta ingått i vissa typer av brandsläckningsskum. Användningen av dessa ämnen i produkter som brandskum är särskilt problematisk eftersom det innebär ett direktutsläpp till den närliggande miljön och att ämnena i förlängningen kan spridas till grund- och ytvatten, vilket på senare tid har fått stor uppmärksamhet. PFAS har även detekterats i dagvatten. En dagvattenstudie i Helsingborgs stad påvisade koncentrationer av PFAS-ämnena PFOS och perfluoroktansyra (PFOA) i dagvatten från olika typer av platser samt i avrinning från ett tak (Pirzadeh et al., 2015).

Organiska tennföreningar (OTC)

Organiska tennföreningar (OTC) förekommer som stabilisatorer i PVC-plast (Junestedt et al., 2004), och då oftast dibutyltenn (DBT) samt mono- och dioktyltenn (MOT, DOT) (Naturvårdsverket, 2007b). Tributyltenn (TBT) användes tidigare som biocid i båtbottnfärg, men är i dag förbjuden och förekomsten minskar. TBT förekommer dock fortfarande i ospecificerade tillämpningar.

De huvudsakliga emissionskällorna för organiska tennföreningar är industriella punktkällor, diffusa urbana utsläpp via dagvatten, samt hushåll och industrier via reningsverk (Naturvårdsverket, 2007b). I studier av dagvattenkvalitet i Paris uppmättes koncentrationer av både TBT och DBT (Zgheib et al., 2011a; Zgheib et al., 2011b). Organiska tennföreningar har i Sverige uppmätts i dagvatten från sorteringsytor för avfall samt en avisningsyta vid Arlanda flygplats (Junestedt et al., 2004).

Mikroplaster

Mikroplaster förekommer både som avsiktligt framtagna, primära, i till exempel rengöringsmedel, och som sekundära som uppstår vid användning, framtagning och nötning av plast- och gummimaterial (Sund et al., 2014; Magnusson et al., 2016). Potentiellt viktiga källor till mikroplaster som är relevanta i dagvattensammanhang är bland annat nötning av bildäck och trafiklinjefärg, byggarbetsplatser, sönderdelning av nedskräpat plastmaterial, samt konstgräsplaner där gummigranulat ofta används.

I nuläget saknas mätningar på vilka mängder mikroplaster som transporteras med dagvatten (Magnusson et al., 2016). Vid tidigare forskning som gjorts på dessa typer av partiklar har man framför allt undersökt vilka ämnen partiklarna innehåller snarare än att man sett partikeln som en förorening i sig själv (till exempel Adachi & Tainosho, 2004). Exempelvis har man sett att mycket av den zink som finns i trafikdagvatten härrör från däckgummipartiklar (Brown & Peake, 2006; Councell et al., 2004), och partiklar från bromsbelägg bidrar med stora delar av den koppar som återfinns i trafikdagvatten (Davis et al., 2001). Det finns även beräkningar på hur mycket däck, bromsbelägg, vägbeläggning och trafiklinjefärg med mera som slits ned, och därmed finns indirekt en indikation på hur mycket som avgetts till omgivande miljö (Magnusson et al., 2016). Vidare finns det en studie utförd i Paris där partiklar deponerade från atmosfären analyserades, och syntetiska fibrer och fragment av alla möjliga slag kunde konstateras (Dris et al., 2016). I en annan studie konstaterades ökade halter av mikroplaster i kustområdet utanför Long Beach, Kalifornien, efter kraftigt regn (Moore et al., 2002). Mycket tyder därmed på att dagvatten är en betydande spridningsväg för mikroplaster, men det är fortfarande ett relativt outforskat område.

3.3 Effekter på hälsa, miljö och samhälle

Eftersom dagvatten ofta leds direkt ut i recipienter, utan vidare behandling, är dagvattnets potentiella effekter på hälsa, miljö och samhälle viktiga aspekter att ta hänsyn till. Makepeace et al. (1995) granskade omkring 140

referenser, främst från USA och Kanada samt ett antal europeiska länder, för att identifiera de viktigaste föroreningarna som förekommer i dagvatten och som utifrån kanadensiska riktlinjer för dricks- och ytvatten antas kunna orsaka konsekvenser för människors hälsa (främst via förorening av dricksvattentäkter) och för vattenlevande organismer. Dessa föroreningar listas i tabell 3.3.

Tabell 3.3 Kritiska dagvattenkomponenter med fastställd påverkan på människors hälsa och vattenmiljön utifrån kanadensiska riktlinjer för dricks- och ytvatten (Makepeace et al., 1995).

Vattenkvalitetsparameter	Hälsoeffekter (dricksvatten)	Effekter på vattenlevande organismer
Partiklar (TS)		X
Suspenderade partiklar (TSS)	X	X
Kadmium		X
Klorid	X	X
Krom	X	X
Koppar		X
Bly	X	X
Kväve		X
Zink		X
PCB		X
PAH:er	X	
DEHP		X
Fekala koliformer	X	
Fekala streptokocker	X	
Enterokocker	X	

De ämnen som listas i tabell 3.3 rekommenderades av Makepeace att ingå i framtida studier av dagvattenkvalitet. Av tabellen syns det att flertalet ämnen som kan förekomma i dagvatten är skadliga för såväl människors hälsa som vattenlevande organismer. Tabellen indikerar inte sannolikheten att ämnena återfinns i dagvatten och gör inte heller skillnad på olika kemiska former av ämnena. Några av ämnena förekommer i kemiska former som i hög utsträckning är biotillgängliga och toxiska, exempelvis i den lösta fraktionen, medan andra främst förekommer i mindre aktiva former i till exempel sediment.

I det här avsnittet beskrivs kortfattat effekter av utvalda ämnesgrupper som förekommer i dagvatten. Det är viktigt att ha i åtanke att effekterna varierar med andra vattenkvalitetsparametrar, exempelvis pH och temperatur, samt med förekommande halter i recipienten.

3.3.1 Partiklar och lösta ämnen

Partiklar förekommer i många olika storlekar, former, strukturer och densiteter, och de har olika påverkan på hälsa, miljö och samhälle beroende på sin karaktär och sina egenskaper. Stora partiklar har ofta ingen märkbar effekt på processer i vattenkolumnen, men har stor betydelse för funktionen i sedimentationsanläggningar för partikelrening från dagvatten. Större partiklar kan även riskera att bidra till igensättning av dagvattenbiofilter

eller brunnfilter (Blecken, 2016). Dagvattenledningssystem kan också påverkas av stora partiklar, genom blockering av transportelement eller minskning av förvaringsvolymen för vatten och sediment i dammar, sedimentfång och ledningsnät.

Suspenderat material påverkar vattenkvalitetsprocesser genom att till exempel störa fotosyntesen. Suspenderat material har även effekter på akvatiska livsmiljöer, bland annat genom att täcka över grussubstrat där fisk lägger rom och där det finns födokällor för alger och ryggradslösa djur, samt att fylla upp de utrymmen där fiskar äter, lever och tar skydd från rovdjur. Suspenderat material har också direkta effekter på vattenlevande organismer genom nötning på gälar, transport av hydrofoba föroreningar och minskad sikt i vattenpelaren som påverkar organismernas möjlighet att fånga mat samt skydda sig mot rovdjur. Därför är de potentiella effekterna av suspenderat material på vattenkvalitet och fiskeresurser av särskild betydelse (Bilotta & Brazier, 2008).



*Figur 3.6
Suspenderade partiklar
som följer med dag-
vattnet kan orsaka ökad
grumlighet i recipienten*

Lösta ämnen är också mobila. NaCl, som används i vägsalt, är mycket vattenlösligt och jonerna är konservativa, vilket medför att deras transport genom naturen baseras på fysikaliska processer. Trots att problematiken med saltanvändning är väl känd, bland annat ökad korrosion på fordon samt spridning till yt- och grundvatten, anses saltning fortfarande vara det säkraste halkbekämpningsmedlet (Trafikverket, 2015). Arbetet med att minska saltanvändningen till ett minimum är viktigt, och inom vattenskyddsområden samt områden för grundvattenbaserad vattenförsörjning kan annan halkbekämpning än saltning vara nödvändig (Ojala & Mellqvist, 2004). Detta utan att risken för olyckor på dessa vägsträckor ökar eller att alternativ halkbekämpning medför andra negativa miljöeffekter.

3.3.2 Näringsämnen

Höga koncentrationer av näringsämnen i recipienter kan stimulera tillväxten av primärproducenter, exempelvis alger och rotade vattenväxter, till nivåer som kan försämma ekosystemen. Ekosystemen kan till exempel försämmas genom ändringar i energidynamik och näringsvävsstruktur, förändringar i habitat, förlust av arter och förändringar i algsamhället från encelliga kiselalger till fintrådiga grönalger som följs av blågröna alger

(Chambers et al., 1997). Eutrofiering försämrar sjöars ekosystem genom minskat födoutbud till växtätare, minskad klarhet i vattnet och, vid slutet av algbloomingen, algnedbrytning som förbrukar stora mängder syre och leder till syrebrist.

De näringsämnen som vanligtvis studeras i dagvatten är kväve (N) och fosfor (P) som kan bidra till övergödning i recipienten. Enligt NURP-programmet som genomfördes av Naturvårdsverket i USA under början av 1980-talet var koncentrationerna av näringsämnen i dagvatten, med några undantag, låga jämfört med andra utsläpp, exempelvis utsläpp av behandlat avloppsvatten (U.S. Environmental Protection Agency, EPA, 1983). Att dagvatten överlag än i dag utgör en relativt liten källa till fosfor och kväve i vattenförekomster bekräftas av beräkningar från svenska Naturvårdsverket (2017) där totala belastningen av bland annat kväve och fosfor sammanställs från olika kända utsläppskällor, inklusive dagvatten. För enskilda vattenförekomster kan dagvatten förstås ändå stå för en betydande del av tillförseln.

När de faktorer som påverkar eutrofiering bedöms gör man skillnad på om det är fosfor eller kväve som är det begränsade näringsämnet. Fosfor anses ofta vara den begränsande faktorn för eutrofiering av sjöar som utsätts för punktutsläpp av avloppsvatten. Ekosystem på land som är mättade på kväve kan bidra till eutrofiering i kustnära och marina landskap, där kväve ofta är den begränsande faktorn. Fosfor (och fosfat) som långsamt lakas ut från marken i avrinningsområden anses generellt vara den viktigare faktorn för eutrofiering.

3.3.3 Metaller

Metallernas förekomst i dagvattensystem och ytvatten påverkas av växlande förhållanden, exempelvis pH och anaerobiska/aerobiska förhållanden (Makepeace et al., 1995). Fria metalljoner och svaga, oorganiska komplexformer är generellt sett mest biotillgängliga och därmed mest toxiska för vattenlevande organismer. I många studier analyseras dock endast totalhalter av metaller, vilket gör det svårt att bedöma metallernas effekter på vattenlevande organismer. I bästa fall rapporteras i dagvattenstudier koncentrationer av lösta metaller, för att kunna bedöma biotillgänglighet och risken för toxicitet, samt ytterligare parametrar som exempelvis pH, vattnets hårdhet och organiskt kol, som också kan ha betydelse (De Schampelaere & Janssen, 2004). Många av de förorenande metallerna som förekommer i dagvatten, exempelvis koppar, zink, bly, krom och kadmium, har gemensamt att de i höga koncentrationer kan ha toxiska effekter på såväl människor, djur som vattenlevande organismer (Makepeace et al., 1995).

3.3.4 Organiska ämnen

Många organiska ämnen som förekommer i dagvatten och därmed dagvattnets recipienter kan vara giftiga för vattenlevande organismer redan i relativt låga koncentrationer. Kolväten, som ofta återfinns i dagvatten från trafikrelaterade områden, kan vara skadliga för både hälsa och miljö. Flera vanligt förekommande PAH:er är cancerogena och dessutom akut

toxiska för vattenlevande organismer (Makepeace et al., 1995). Bensener och alkener är både hälso- och miljöskadliga (Petersson, 2006). Bensen har dessutom hög vattenlöslighet och är därför mycket spridningsbenägen.

Nonylfenoletoxilater bryts lätt ned i miljön och bildar nonylfenol (KemI, 2015a). Nonylfenol är i sin tur svårnedbrytbart och ackumuleras därför i miljön. Toxicitetstester har visat att nonylfenol är både akut och kroniskt toxiskt för flera olika vattenlevande organismer (ECB, 2002). Nonylfenol har också visat sig ha östrogena effekter, och undersökningar pekar på att oktylfenol har liknande egenskaper som nonylfenol när det gäller både östrogena effekter och effekter på miljön (KemI, 2015a). Nonyl- och oktylfenol finns listade som prioriterade substanser enligt EU:s vattendirektiv (EU, 2013) och visades i en studie av Björklund (2011) förekomma i dagvatten, snö och sediment. Eftersom riktlinjer för dagvattenkvalitet saknas jämfördes halterna i proverna med de riktlinjer som finns för ytvattenkvalitet och det konstaterades att halterna översteg dessa riktlinjer i flera fall.

Andra exempel på persistenta ämnen är PCB och tennorganiska föreningar. Båda ämnesgrupperna är generellt sett mindre vattenlösliga och binder därför till partiklar i vatten (Junestedt et al., 2004; Wiberg et al., 2009) och kan även binda till fettvävnad. De har dokumenterade negativa effekter på såväl människors hälsa som vattenlevande organismer. Även PFAS-ämnen är mycket svårnedbrytbara i miljön, och många av dem är även toxiska och ansamlas lätt i levande organismer (KemI, 2015b).

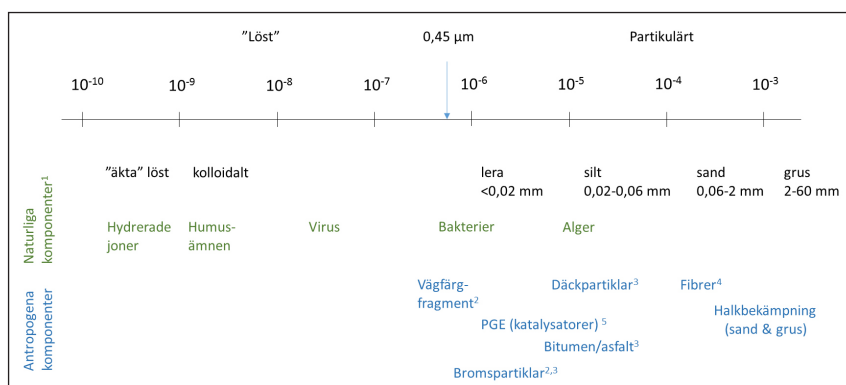
Med dagvatten sprids också ftalater till dagvattenrecipienter. Ftalater är i regel inte kemiskt bundna till de produkter där de ingår och kan därför lakas ut till miljön (KemI, 2014) via exempelvis dagvatten. De har använts sedan 1940-talet, och spridningen i samhälle och miljö är stor. Ftalater kan orsaka skador på såväl människors hälsa som vattenlevande organismer. Många ftalater är reproduktionsstörande (KemI, 2014).

4. Dagvattnets kemi och spridningsmekanismer

Hur föroreningar som transporteras med dagvatten sprids och vart de tar vägen samt vilken (akut) fara de utgör för miljön beror primärt på hur de är fördelade mellan olika storleksfraktioner. De höga flödena och den energi som finns i dagvatten när det rinner över hårdgjorda ytor och vidare i ledningsnätet tar med sig mängder med partiklar som transporteras suspenderade i dagvattnet. När flödet och energin avtar, vilket exempelvis sker när dagvattnet når recipienten, så sedimenterar partiklarna. Den andel av föroreningarna som är partikelbunden hamnar därmed, åtminstone initialt, i sedimentet medan den lösta fraktionen är mer mobil och lättare sprids vidare i vattenmassorna. Fördelningen av föroreningar mellan olika storleksfraktioner påverkar således också vilka renings- och behandlingstekniker som är bäst lämpade för att reducera föroreningsinnehållet (Blecken, 2016) och skiljer sig åt mellan olika ämnen.

4.1 Partikulär, kolloidal och (äkte) löst fraktion

Ett vanligt sätt att göra en uppskattning av fördelningen av metaller mellan löst och partikulär fraktion är filtrering genom filter med en porstorlek på 0,45 µm (Ingri, 2012; Buffle et al., 1992). För organiska ämnen behöver man ha andra material i de filter man använder och avvikande porstorlek; 1,2 µm eller 0,7 µm har bland annat använts (Niery & Boving 2011; Nielsen et al., 2014). I geokemiska sammanhang är det vanligt att man vidare delar upp den lösta fraktionen i kolloidal och äkte löst fraktion (Ingri, 2012). Kolloider, till skillnad från partiklar, sedimenterar inte utan stannar i lösning (Ingri, 2012; Buffle et al., 1992). Ytan på kolloider är ofta negativt laddad vilket gör att positivt laddade metalljoner kan binda till dem. De joner och molekyler som förekommer i fri form, utan att binda till kolloider eller partiklar, benämns som sant eller äkte löst fraktion. Detta är också den mest biotillgängliga fraktionen som lättast tas upp av vattenlevande växter och andra organismer vilket också innebär ökad toxicitet (Ingri, 2012; Campbell, 1995). Figur 4.1 visar storleksordningen på olika komponenter, naturliga och antropogena, som kan antas förekomma i dagvatten.



Figur 4.1

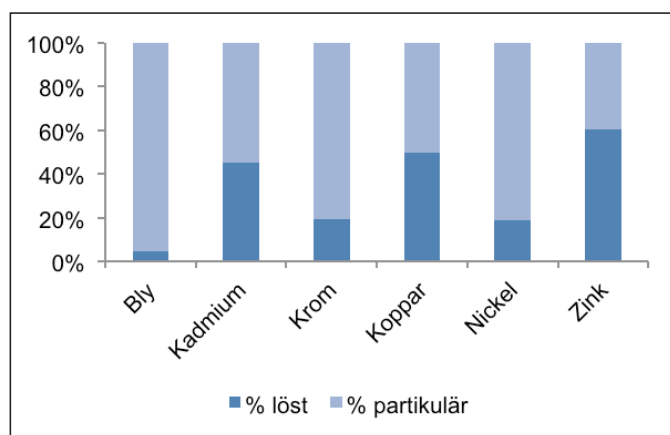
Storleksordningen på olika komponenter, naturliga och antropogena, som kan antas förekomma i dagvatten. För flera av de antropogena komponenterna finns inte data från dagvattenmätningar. Då har i stället analyser i luft, torrdeposition och/eller vägsediment använts.

Referenser: 1 Ingri, 2012, 2 Adachi & Tainosho, 2004, 3 Mummullage et al., 2016, 4 Dris et al., 2016, 5 Palacios et al., 1999 i: Raush et al., 2001.

4.2 Metallers fördelning mellan olika storleksfraktioner

När det gäller metaller påverkas fördelningen mellan olika storleksfraktioner främst av i vilken kemisk form föroreningarna förekommer, vattnets pH samt hur mycket partiklar och vilken typ av partiklar som finns i vattnet (Ingri, 2012). Det beror också på vilken metall det gäller eftersom olika metaller har olika benägenhet att fördelas mellan de nämnda fraktionerna. De lösta föroreningarna kan komma dels från partiklar som ackumulerats exempelvis från trafiken (Sansalone & Buchberger, 1997; Borris et al., 2016b), dels lakas från ytor som finns i den urbana miljön såsom tak, lyktstolpar, skyddsbarriärer, fasader med mera (Gromaire et al., 2001; Chang et al., 2004; Andersson Wikström et al., 2015; Huber et al., 2016).

I många vetenskapliga undersökningar som utförs på dagvatten analyseras såväl totalhalt som filtrerad halt (Westerlund et al., 2003; Zgheib et al., 2011; Galfi et al., 2017). Utifrån dessa resultat är det möjligt att beräkna den partikulärt bundna fraktionen (totalhalt minus filtrerad halt). Det är tydligt att det finns variationer i hur fördelningen ser ut; självfallet mellan olika metaller, men också under ett avrinningstillfälle och mellan olika platser och årstider (Galfi et al., 2017; Zgheib et al., 2011; Westerlund et al., 2003). Exempel på hur fördelningen kan se ut i dagvatten från urbana områden illustreras i figur 4.2. Där framgår det att zink, koppar och kadmium har mindre benägenhet än nickel, krom och bly att binda till partiklar, vilket ligger i linje med hur det ser ut i andra studier (se tabell 5.1 i nästa kapitel).



Figur 4.2

Beräknat medelvärde för fördelningen mellan partikulär och löst fraktion ($<0,45 \mu\text{m}$) av bly, kadmium, krom, koppar, nickel och zink i regn-inducerat dagvatten (det vill säga ej från snösmältning) från ett område med blandad markanvändning i Östersund. Baserat på data från Galfi et al., 2017.

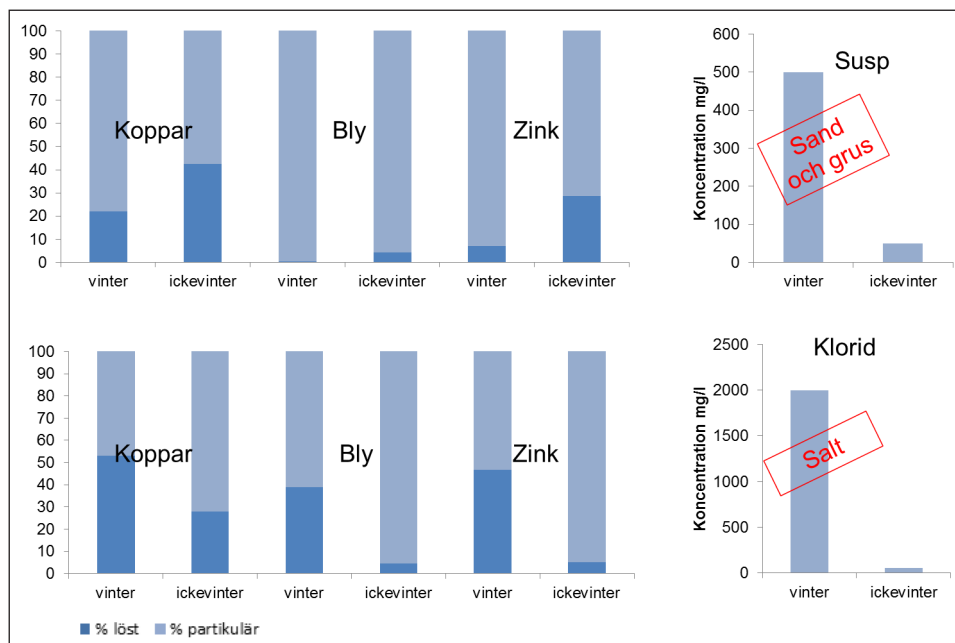
Det finns endast ett fåtal dagvattenprovtagningar där man har undersökt den äkta lösta fraktionen. De som är gjorda förstärker dock bilden av varför vissa metaller ibland kan vara svåra att rena med de tekniker som bygger på sedimentation, som dammar och sedimentationsmagasin (LeFevre et al., 2015; Clark & Pitt, 2012). Det har visat sig att den del av metallerna som är i fraktionen mindre än $0,45 \mu\text{m}$ i hög utsträckning

även passerar filter med porstorlek på några nanometer, vilket är i storleksordningen av små kolloider och äkta löst fraktion (Andersson Wikström et al., 2016; Luan & Vadas, 2015; McKenzie & Young, 2013; Tuccillo, 2006; Morrison & Benoit, 2005). För att reducera denna fraktion behövs reningstekniker som bygger på andra mekanismer än sedimentation; dessa skulle kunna vara kemisk fällning (följt av sedimentation) eller olika former av reaktiva filter inklusive biofilter (Blecken, 2016; LeFevre et al., 2015).

Viktiga faktorer som påverkar metallers löslighet och mobilitet är pH och löst organiskt material (DOM, till exempel humus- och fulvosyror, se figur 4.1) samt tillgången till partikelytor att fästa vid. Generellt ökar lösligheten vid låga pH-värden (Ingri, 2011). Detta har observerats för dagvatten när det gäller urlakning från ytor som koppar- och zinktak (He et al., 2001), men även från vägar och partiklar (Morrison et al., 1990; Wicke et al., 2012; Borris et al., 2016b).

DOM är en särskilt viktig faktor för koppars mobilitet i miljön, eftersom koppar får ökad löslighet genom att binda till fulvosyror (Morrison et al., 1990; Gnecco et al., 2008; Luan et al., 2015). Detta illustreras exempelvis av Borris et al. (2017) som genomförde en labbstudie för att undersöka hur fördelningen av metaller påverkas av olika ledningsmaterial. Konstgjort dagvatten av olika kombinationer blandades till i syfte att studera hur metallerna bly, koppar och zink betedde sig under olika förhållanden. För koppar var skillnaden mycket stor mellan det dagvatten som endast innehöll vägsediment och det som innehöll processat dagvatten. Det processade dagvattnet, som innehöll mer organiskt material, fick också en större andel koppar i den lösta fraktionen (filtrerad genom 0,45 µm) och detta oberoende av om ledningen bestod av PVC eller betong. Liknande effekt, men inte lika tydlig, kunde ses även för bly (Borris et al., 2017). Bly återfinns oftast i den partikulära fasen eftersom den företrädesvis fäster till denna typ av partikelytor (Morrison et al., 1990; Luan et al., 2015). Även om lösligheten av bly påverkas av både vattnets pH och närvaron av DOM så är den allra största andelen bly associerad till den partikulära fasen.

Valet av halkbekämpningsmetod påverkar fördelningen av metaller mellan löst och partikulär fas och därmed metallernas vidare transport ut i miljön. Resultaten från en studie utförd i Luleå (Westerlund et al., 2003) jämfördes med en studie utförd i Lincoln Creek, Wisconsin, USA (Masterson & Bannerman, 1994; Novotny et al., 1999). Medan det i den svenska studien var en tydlig tendens till att metallerna i högre utsträckning förekom i den partikulära fasen under snösmältning var trenden den motsatta i den amerikanska studien. Detta förklarades med att halkbekämpning i Luleå utförs med sand/grus medan man i Lincoln Creek tillförde stora mängder salt (Westerlund, 2007). Skillnaderna illustreras i figur 4.3. I Luleå har man således tillfört partiklar och därmed partikelytor för föroreningarna att fästa till. Resultaten bekräftades av Reinosdotter & Viklander (2007) när man under kontrollerade former jämförde smältvattenkvaliteten från avsmältande snöhögar med och utan tillsats av salt.



Figur 4.3 Medelvärden av den procentuella andelen löst och partikulärt bunden koppar, bly och zink i dagvatten från en trafikerad väg i Luleå där halka förebyggs med sand och grus (övre), och från ett urbant område i Lincoln Creek, Wisconsin, USA, där halka förebyggs genom saltning (nedre). Luleå-data från Westerlund et al. 2003, Wisconsin-data från Masterson och Bannerman 1994 (icke-vintersäsonger) och Novotny et al. 1999 (vinter/snösmältning), sammanställt i Westerlund 2007.

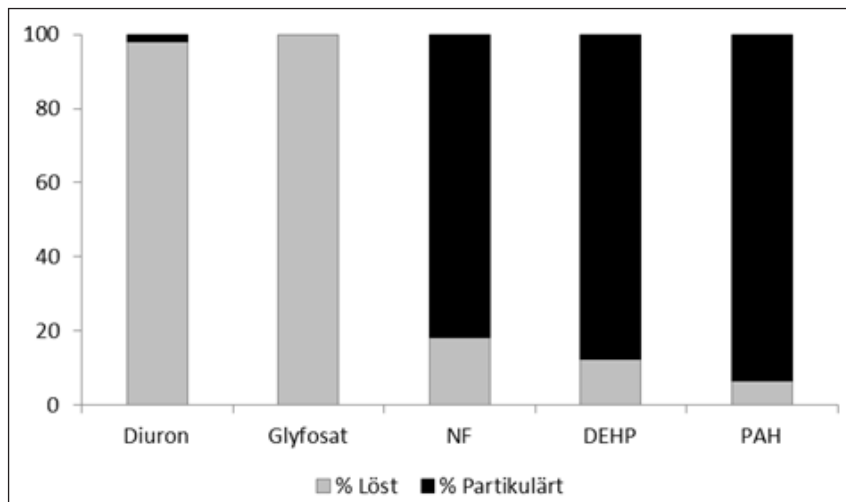
Det finns många bra modeller för att göra uppskattningar av hur metaller fördelar sig mellan olika faser i vatten, exempelvis WHAM och Visual Minteq. Det finns exempel på när denna typ av modeller använts för dagvattenstudier (Gnecco et al., 2008; Mancinelli et al., 2015) även om det inte är så vanligt. Modellerna bygger på antagandet om termodynamisk jämvikt, och eftersom ett dagvattens innehåll är i ständig förändring på sin väg genom staden kan en sådan modell endast ge en fingervisning om hur metallerna är fördelade mellan de olika faserna.

4.3 Organiska ämnens fördelning mellan olika storleksfraktioner

För organiska ämnen är faktorerna som påverkar lösligheten i vatten något annorlunda jämfört med metaller. Förutom mängden partiklar och typen av partiklar är även ämnets vattenlöslighet och volatilitet (lättflyktighet) av betydelse (vanLoon & Duffy, 2017).

Ett av de vanligaste sätten inom miljökemi att karakterisera organiska ämnen är genom oktanol-vatten-koefficienten, K_{ow} (vanLoon & Duffy, 2005). Den beskriver tendensen för hur organiska ämnen fördelar sig mellan vatten och organiskt material i vattnet efter principen "lika löser lika". Höga K_{ow} antyder att ämnena är bundna företrädesvis till organiskt material och är svårlösliga i vatten (hydrofoba), medan låga värden tyder på (viss) vattenlöslighet. K_{ow} går att bestämma experimentellt men kan också beräknas. Tabulerade värden finns tillgängliga för en lång rad ämnen.

Figur 4.4 visar fördelningen av andelen lösta och partikulära organiska ämnen i dagvatten från ett mycket tätbebyggt område i Paris (Zgheib et al., 2011). Pesticiderna diuron och glyfosat förekommer nästan uteslutande i löst fas medan nonylfenol, PAH:er och ftalaten DEHP förekommer i både partikulär och löst fas, men med en högre andel bunden till partiklar.



Figur 4.4 Den procentuella fördelningen mellan partikulär och löst fraktion av pesticiderna diuron och glyfosat, nonylfenol (NF), ftalaten DEHP samt summan av PAH:er (16 st) i dagvatten från ett mycket tätbebyggt avrinningsområde i Paris. Efter data från Zgheib et al. (2011).

Andra undersökningar har dock visat att PAH:er i hög utsträckning kan förekomma i kolloidal och löst fraktion (se figur 4.1). Nielsen et al. (2015) undersökte hur olika PAH:er (uppdelade i låg, medel och hög molekylvikt) fördelade sig mellan olika storleksfraktioner i dagvatten. Det visade sig att PAH:er med låg och medelhög molekylvikt i högre utsträckning återfanns i de mindre storleksfraktionerna än PAH:erna med hög molekylvikt, vilket även överensstämmer med deras hydrofobiska egenskaper. Vidare har Neary & Boving (2011) visat på problemet att rena den lösta fraktionen av PAH:er i dammar.

4.4 Transport av partiklar och partikelbundna föroreningar med dagvatten

Regnvatten, och dagvatten som uppstår av detta, ger energi åt partiklar att följa med vattenströmmen så att föroreningar spolas bort. Konceptet introducerades i samband med dagvattenmodellering i de tidiga versionerna av amerikanska naturvårdsverkets (US EPA) SWMM-modell (se kapitel 7) (Rossman, 2009). Potentialen för bortspolningen av partiklar beror på vattnets flöde (Wishmeier & Smith, 1978). Under det senare skedet av ett avrinningstillfälle är det inte ovanligt med mer utspädda lösningar när de största källorna till föroreningar har mobiliserats. Förhållandet mellan dagvattenflöde och koncentrationer av olika föroreningar beror därmed både på tillgången och transporten av föroreningar, som är begränsande faktorer under olika delar av avrinningsförloppet.

4.4.1 First flush

"First flush" är ett vanligt begrepp att använda sig av när man talar om föroreningar i dagvatten och dimensionering av reningsanläggningar. Generellt menar man med begreppet att en större andel av föroreningarna kommer i början av ett avrinningstillfälle som en första smutspuls, och att koncentrationerna därefter avtar vartefter avrinningen fortgår (Marsalek, 1976). Det finns däremot ingen strikt definition av hur stor andel av en förorening som ska komma med den första avrinningsvolymen, eller hur stor andel denna första avrinningsvolym ska motsvara av totala avrinningsvolymen för att det ska klassas som en first flush (Bertrand-Krajewski et al., 1998; Bach et al., 2010). First flush-effekter har visats förekomma i många studier (Sansalone & Buchberger, 1997; Lee et al., 2002; Lee et al., 2007; Wicke et al., 2012) medan det i andra studier endast förekommer i en liten del av de analyserade provtagningstillfällena (Saget et al., 1996; Deletic et al., 1998) eller inte alls (Bertrand-Krajewski et al., 1998). Stora variationer finns mellan olika föroreningar, men fenomenet är vanligast för partiklar och föroreningar som transporteras i den partikulära fasen i avrinning från mindre områden med övervägande hårdgjorda ytor som exempelvis vägar och parkeringsplatser.

4.4.2 Processer i sediment

Partiklar och partikelbundna föroreningar har fördelen att de relativt enkelt kan fördröjas i olika reningsanläggningar som bygger på sedimentation. Det är lätt att tro att ett problem är löst i och med detta men sedimenten i sig måste förr eller senare hanteras.

Sediment i sandfång i eller i anslutning till rännstensbrunnar kan innehålla höga halter föroreningar (Birch & Scollen, 2003; Karlsson & Viklander, 2008a; Karlsson & Viklander, 2008b). Vid tömning och rengöring spolats vatten, som därefter direkt sugas upp tillsammans med anrikat sediment (Karlsson, 2009). Vattenfasen töms vanligtvis från spolbilen mellan varven för att göra plats för mer sediment och minska transporterna. Det har dock visat sig att inte bara sedimenten utan även vattenfasen innehåller betydande halter av föroreningar, såsom metaller (Karlsson & Viklander, 2008a) och PAH:er (Karlsson & Viklander, 2008b) och därför kan vattnet behöva renas innan det släpps ut.

I syrefattiga sediment är många föroreningar, både metaller och PAH:er, ofta bundna i den partikulära fasen (Rentz & Öhlander, 2012). Det är dock möjligt att kemin kan förändra sedimentbundna föroreningars mobilitet genom exempelvis oxidations- och reduktionsprocesser eller pH-förändringar. Lakförsök har visat på riskerna att en mycket stor andel av metallerna sitter bundna till sedimentet så att de under förändrade kemiska förhållanden skulle kunna lösas i vattenfasen och bli mobila (Karlsson et al., 2016). Detta skulle exempelvis kunna ske vid omhändertagande av sedimentet (Blecken, 2016), landhöjning (Rentz & Öhlander, 2012) eller sänkning av vattennivån då sedimentet exponeras för luft.

5. Koncentrationer och belastningar av föroreningar

5.1 Variationer i dagvattenkvalitet

Eftersom dagvattnets kvalitet varierar mellan olika regntillfällen, platser och årstider så är standard- eller schablonvärden svåra att ta fram och bör tolkas med försiktighet (Butler et al., 2018). Det innebär också att det är väldigt viktigt dels att provta med hjälp av flera delprover under ett och samma nederbördstillfälle, dels att provta under alla årets säsonger för att få en bra uppfattning om dagvattnets kvalitet från ett specifikt avrinningsområde. Mer om att undersöka och utvärdera dagvattenkvalitet finns i kapitel 6.

För att ge en ungefärlig uppfattning om vilka koncentrationer av olika ämnen som förekommer i dagvatten har tabell 5.1 sammanställts. I tabellen presenteras ett intervall för data från ett flertal studier av olika omfattning. Flera av dessa studier redovisar data från stora provtagningskampanjer som pågått under långa tidsperioder. För många av ämnena är intervallet relativt stort, eftersom dagvattnets sammansättning varierar kraftigt med ett antal faktorer, exempelvis markanvändning i området och säsong. Dessa fenomen beskrivs ytterligare i följande delar av detta kapitel. Det bör även noteras att det inte är orimligt att uppmäta koncentrationer som ligger utanför intervallet i tabell 5.1, till exempel i dagvatten från ett tungt trafikbelastat område eller i avrinning från specifika källor.

Tabell 5.1 Representativt intervall för uppmätta medel- och mediankoncentrationer av vanligt förekommande substanser i dagvatten. Både medel/medianvärden från ett avrinningstillfälle och från flera områden och större provtagningskampanjer med flera avrinningstillfällen, som presenterats i tillgänglig litteratur, har beaktats i tabellen. Totalkoncentrationer redovisas. Andelen löst har i de fall det funnits data uppskattats från tillgänglig litteratur. Koncentrationerna presenteras i µg/l om inget annat anges.

Ämne	Enhet	Koncentration	Andel löst, %
TSS	mg/l	40-200	
Ptot	µg/l	140-400	20-50
Ntot	mg/l	1-5	
Cu	µg/l	10-100	0-50
Zn	µg/l	50-200	10-45
Pb	µg/l	5-70	0-15
Cr	µg/l	2-25	0-30
PAH:er (Σ16)	µg/l	0,2-5	0-10
Nonylfenol	µg/l	0,1-4	10-20
DEHP	µg/l	1-30	10-20
PCB (7st)	µg/l	0,2-0,5	
TBT	µg/l	0,01-0,8	
E. coli	CFU/100 ml	240-2 500	

Efter data från:
U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1983;
Pitt et al., 2004;
Göbel et al., 2007;
Shaver et al., 2007;
Zgheib et al., 2011a;
Zgheib et al., 2011b;
Gasperi et al., 2014;
Charters et al., 2016;
Larm, 2016; Galfi et al., 2016.

Koncentrationer av olika substanser i dagvatten kan rapporteras i många olika format och varierar oftast med tiden över vilken medelvärden tas. Dagvattenprover kan antingen behandlas och analyseras separat för att få veta koncentrationerna vid specifika tidpunkter, eller sammansättas till samlingsprover för att få medelkoncentrationer inom ett visst tidsspänn. Olika tillvägagångssätt för beredningen av samlingsprover beskrivs i kapitel 6.

5.1.1 Variationer mellan olika typer av områden

Dagvattnets kvalitet är beroende av de ytor som vattnet rinner över samt av de antropogena aktiviteter som pågår i eller i närheten av området. Avrinning från industriområden, handelsområden och områden med direkt koppling till trafik (vägar och parkeringar) har ofta bland de högsta koncentrationerna av föroreningar (Pitt et al., 1995; Czemił Berndtsson, 2014). Flertalet studier har dock visat att oavsett typen av avrinningsområde, till exempel om området är ett bostadsområde eller handelsområde, så varierar dagvattenkvaliteten mellan olika tidpunkter (U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1983; Zgheib et al., 2011b, Galfi et al., 2017).

Det är inte nödvändigtvis så att alla föroreningar uppvisar en variation mellan olika platser. Detta illustreras till exempel i en studie av Gasperi et al. (2014), där föroreningar i dagvatten från tre olika områden analyserades. Metallerna kadmium och bly samt alkylfenoler (oktylfenoler, nonylfenoler och dess etoxilater) detekterades i dagvatten från alla tre områdena, men uppvisade inga signifikanta skillnader från ett område till ett annat trots att markanvändningen i områdena var olika, medan koppar, krom, nickel och zink samt PAH:er uppvisade skillnader i koncentrationer mellan områdena. Tabell 5.2 visar uppmätta koncentrationer i dagvatten från områden med olika markanvändning. Alla ämnen i tabellen, utom fosfor, uppvisar lägre koncentrationer i dagvatten från bostadsområden.

Tabell 5.2 Föroreningskoncentrationer uppmätta i dagvatten i områden med olika markanvändning. Data från litteratur, där mätningar gjorts i Frankrike,^{1,3} USA² och Tyskland.⁴ Samtliga är medel- eller medianvärden som presenteras som totalkoncentrationer.

Ämne	Enhet	Bostadsområde		Industriområde		Handelsområde		Motorväg	
Cu	µg/l	12 ²	±1,8	22 ²	±2,0	17 ²	±1,5	35 ²	±1,0
Zn	µg/l	73 ²	±1,3	210 ²	±2,3	150 ²	±1,2	200 ²	±1,0
Pb	µg/l	12 ²	±1,9	25 ²	±1,8	18 ²	±1,6	25 ²	±1,5
Cr	µg/l	4,6 ²	±1,4	14 ²	±1,2	6,0 ²	±0,9	8,3 ²	±0,7
Ptot	mg/l	0,3 ²	±1,1	0,26 ²	±1,4	0,22 ²	±1,2	0,2 ²	±1,8
DEHP	µg/l	13 ³	3–27			27 ^{3*}	14–58	8,6 ⁴	6–78
Oktylfenol	ng/l	60 ³	<50–130			100 ^{3*}	<50–160	320 ⁴	150–1 900
PAH:er, Σ16	µg/l	1,4 ¹	±1,2	1,1 ¹	±0,8	2,1 ^{3*}	0,8–5,4		

¹ Data hämtat från Gasperi et al. (2014). Värden är angivna som medelvärde ± standardavvikelse från 4–8 mättillfällen.

² Data hämtat från NSQD (Pitt et al., 2004). Värden är angivna som medianvärden ± relativ standardavvikelse (%) från hundratals mättillfällen delvis genomföra i olika avrinningsområden med likvärdig markanvändning.

³ Data hämtat från Zgheib et al. (2011b). Värden angivna som medianvärde samt max- och min-värde från 4–8 mättillfällen.

⁴ Data hämtat från Stachel et al. (2010). Värden är angivna som median samt max- och min-värde från mätningar av dagvatten från 7 olika motorvägar. Det totala antalet mättillfällen framgår inte av referensen.

* Tätbebyggt område bestående av handelsområde, byggnader och lägenhetshus.

5.1.2 Variationer mellan nederbördstillfällen

Modelleringsresultat tyder på att TSS-belastningen i dagvatten vid ett regntillfälle kan förklaras av parametrarna nederbördsmängd, -intensitet och -varaktighet, varav nederbördsmängden har störst inverkan på TSS-belastningen (Borris et al., 2014). Längden av den torra perioden som föregår regntillfället och regnintensiteten bedöms även ha betydande inverkan på de flesta föroreningar som förekommer i dagvatten (Pitt et al., 1995). Till följd av dessa faktorer kan alltså koncentrationen av olika ämnen i dagvatten variera kraftigt mellan olika avrinningstillfällen. I tabell 5.3 visas den lägsta och den högsta medelkoncentrationen för ett urval av parametrar som uppmätts vid olika avrinningstillfällen men från samma avrinningsområde. Samtliga parametrar i tabellen uppvisar ett stort spann från lägsta till högsta koncentration. Detta visar på svårigheten i att från endast ett avrinningstillfälle kunna bedöma föroreningsbelastningen från ett avrinningsområde.

Tabell 5.3 Koncentrationer av TSS, koppar, zink och nonylfenol i dagvatten från ett tätbebyggt område i Paris förort. Den lägsta och högsta medelkoncentration som uppmätts vid olika nederbördstillfällen presenteras. Efter data från Zgheib et al. (2011b).

Ämne	Enhet	Lägsta medelkoncentration	Högsta medelkoncentration
TSS	µg/l	58	430
Cu	µg/l	50	220
Zn	µg/l	130	520
Nonylfenol	µg/l	1,6	9,2

5.1.3 Säsongs- och årsvariationer

Dagvattnets sammansättning varierar mellan olika årstider (Westerlund et al., 2003; Galfi et al., 2016; Galfi et al., 2017). Resultat från en studie av vägdagvatten i Luleå (Westerlund et al., 2003) visade att koncentrationer av såväl metaller som suspenderat material generellt var högre under snösmältning än under regntillfällen. Liknande resultat erhöles från en studie i Tyskland (Helmreich et al., 2010) som visade tydliga säsongsvariationer för koppar, zink och suspenderat material, med högre koncentrationer under vinterhalvåret. I tabell 5.4 visas intervall av medelkoncentrationer av suspenderat material och metallerna koppar, bly, zink och nickel under ett antal snösmältningstillfällen och regntillfällen. Proverna är tagna år 2000 på en relativt högtrafikerad väg i Luleå med en trafikbelastning på 7 400

Tabell 5.4 Medelkoncentrationerna av suspenderat material och metaller vid avrinningstillfällen under snösmältnings- och regnperiod år 2000 på Södra Hamnsleden i Luleå. Efter data från Westerlund et al. (2003). Samtliga värden som presenteras är totalkoncentrationer.

Ämne	Enhet	Snösmältning (mars-april)	Regn (maj-juni)
TSS	mg/l	128-1 368	14-178
Cu	µg/l	37-199	30-45
Pb	µg/l	16-80	14-19
Zn	µg/l	105-791	130-169
Ni	µg/l	9,9-73	6,9-12

fordon per dygn (Westerlund et al., 2003). Resultaten för samtliga parametrar visar högre koncentrationer och större variation för snösmältning än för regn.

5.1.4 Avrinning från specifika material

Dagvattnets sammansättning påverkas av de ytor som vattnet passerar på sin väg genom den urbana miljön. Studier har visat att avrinning från metalltak kan ha högre koncentrationer av exempelvis koppar och zink än vägdagvatten, medan andra metaller som kadmium, bly, nickel och krom samt PAH:er förekommer i högst koncentrationer i vägdagvatten (Göbel et al., 2007).

I tabell 5.5 visas median- och medelkoncentrationer från provtagningskampanjer av avrinning från byggnader med olika takbeklädnader.

Tabell 5.5 Uppmätta koncentrationer i avrinning från byggnadsmaterial. Tabellen visar mediankoncentrationer från 24 regntillfällen och olika takmaterial (Charters et al., 2016) och mediankoncentrationer från nio regntillfällen i ett avrinningsområde som omfattar tak och ett mindre grönområde (Bressy et al., 2011).

Källa	Ämne	Enhet	Koncentration
Betongtak (takpannor)	TSS	mg/l	2,8
	Cu	µg/l	8,3
	Zn	µg/l	15,3
	Pb	µg/l	3,2
Kopparplåt	TSS	mg/l	8,0
	Cu	µg/l	1 298
	Zn	µg/l	27,9
	Pb	µg/l	2,2
Galvaniserad plåt	TSS	mg/l	3,0
	Cu	µg/l	5,2
	Zn	µg/l	376
	Pb	µg/l	0,8
Byggnader, blandade material	Nonylfenol	ng/l	560
	Oktylfenol	ng/l	26

I Tabell 5.5 syns att högst koncentrationer av zink, som väntat, återfinns i avrinning från zinktaket (det vill säga galvaniserad plåt) och högst koncentrationer av koppar finns i avrinning från koppertak. Charters et al. (2016) rapporterar att både koppertaket och den galvaniserade plåten bidrog med en signifikant andel lösta metaller. För alkylfenolerna dominerar den lösta fraktionen med en andel av 65–85 procent (Bressy et al., 2011). Vid provtagningen av nonyl- och oktylfenoler i avrinning från byggnadsmaterial togs proverna i ett avrinningsområde som omfattar både taktytor (takpannor, zink och platta tak) samt en grönyta (Bressy et al., 2011) och således inte direkt från takavrinningen. Bressy rapporterar även hög variabilitet för de uppmätta koncentrationerna, upp till en faktor på tio, från ett regntillfälle till ett annat.

För att bedöma bidraget från enskilda material krävs detaljerade studier i liten skala vilket försvåras vid provtagning i ett avrinningsområde där

olika typer av material blandas. Det kan därför vara av värde att undersöka potentiella material i labb- och pilotskala för att kunna identifiera källorna samt uppskatta vilka koncentrationer av relevanta ämnen olika material lakar ur. Detta har tidigare gjorts i ett antal studier. Till exempel undersökte Wangler et al. (2012) med labbförsök i vilken utsträckning biocider lakas ur fasadfärger och vilka faktorer som påverkar urlakningen. De kom fram till att högre temperaturer ökade läckaget av biocider samt att viss nedbrytning av biociderna förekommer. Winters et al. (2015) genomförde sin studie utomhus där en pilotanläggning med små ytor (1,2 x 2,4 meter) av 16 olika material utsattes för väder och vind och följdes under sammanlagt 20 nederbördsfall. Winters konstaterade att urlakningen av de fem analyserade ämnena (arsenik, kadmium, koppar, zink och bly) inte bara berodde på materialval utan också påverkades av andra faktorer såsom takmaterialets ålder, antalet torra dagar före regntillfället, regnintensitet och ihållighet. Andersson Wikström et al. (2015) utförde lakningar takmaterial i syntetiskt tillverkat regnvatten på ett urval vanligt förekommande takmaterial. Från studien framgick att PVC-dukar, takpapp och shingel kan avge organiska ämnen som PAH:er, alkylfenoler och ftalater.

5.2 Årlig föroreningsbelastning

För planeringsändamål, till exempel för planering av nya bostadsområden, är enhetsmängder av föroreningar användbara. De uttrycks ofta per årsbasis och områdesstorlek och finns tillgängliga i olika databaser såsom NURP (1983), NSQD (Pitt et al., 2004) och StormTac (www.stormtac.se). Den här typen av uppskattningar är användbar för de föroreningar som antas ha kumulativa effekter i recipienter, alltså ackumulerade effekter över en längre tidsperiod. Främsta användningen av årliga uppskattningar av föroreningsbelastning är att jämföra olika typer av utsläppskällor till en recipient för att kunna prioritera vilka av dessa källor som bör hanteras, och senare även planera åtgärder för att minska föroreningsbelastningen.

Bestämning av årlig föroreningsbelastning per enhet kan göras genom att använda befintliga årliga föroreningsmängder för likvärdiga avrinningsområden från litteratur, eller beräkna med hjälp av data över dagvattenkvalitet kombinerat med lokala simuleringar av avrinningsvolym. I tabell 5.6 visas exempel på publicerade data för årlig föroreningsbelastning för några ämnen i dagvatten och för olika typer av områden i USA. Tabellen visar generellt sett större föroreningsmängder i de data som presenteras från år 1983 än från 2000-talet för näringsämnen och TSS. Denna skillnad kan även bero på skillnader i olika antaganden som görs i beräkningar.

Tabell 5.6 Exempel på årlig föroreningsbelastning (kg/ha, år) för olika typer av områden från amerikanska studier.

Ämne	Villaområde			Handelsområde/ Kommersiellt område		Väg	Helt urbaniserat område
	Låg täthet ¹	Hög täthet ¹	NURP ²	USA ¹	NURP ²	USA ¹	NURP ²
TSS	200	322	550	805	1 460	502	640
Tot-P	0,55	0,65	1,3	0,80	3,4	1,1	1,5
Tot-N	4,0	5,8	8,4 ³	5,2	22 ³	2,4	10 ³
Cu	0,18	0,30	0,13	2,1	0,35	0,06	0,15
Pb	0,06	0,10	0,55	3,1	1,5	0,78	0,65
Zn	0,13	0,22	0,62	3,3	1,6	0,31	0,72

¹ Data hämtat från Shaver et al. (2007).

² Data hämtat från Nationwide Urban Runoff Program (NURP) U.S. EPA (1983).

³ Uträknat från summan av TKN samt kväve från nitrat och nitrit.

5.3 Framtida föroreningsmängder

Att modellera framtidsrender i dagvattenkvalitet är ett viktigt verktyg, bland annat för att kunna bedöma framtida funktion och livslängd på existerande dagvattenhanteringssystem samt för att minimera problem med dagvattenförorening i framtiden. Föroreningsmängderna som transporteras i dagvatten kan antas komma att förändras i framtiden. Detta beror på en rad olika faktorer, såsom klimatförändringar och förändringar i samhällets utseende och uppbyggnad, bland annat när det gäller hur stort fokus som i framtiden läggs på att implementera väl designade anläggningar för lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD).

Borris et al. (2016a) har med hjälp av dagvattenkvalitetsmodeller gjort uppskattningar av föroreningsmängder i framtidens dagvatten. I studien utgick man från mätningar av dagvattenflöden och analyser av dagvattenprover som nyligen genomförts i en svensk stad. När modellen kalibrerats utifrån dagens förhållanden applicerades ett urval möjliga framtidsscenarioer baserade på tillgängliga klimatmodeller, förväntad befolkningsökning och stadens egen översiktsplan. Ett scenario i studien fokuserar på miljömässigt hållbar utveckling och förutsätter att välfungerande anläggningar för LOD har implementerats och underhållits efter behov.

Ett annat scenario utgår från att endast små resurser har avsatts för miljöåtgärder. Samhällets fokus ligger i stället på att säkra mat- och energitillgångar, och det fåtal LOD-anläggningar som införts har snabbt blivit underdimensionerade (Borris et al., 2016a). Scenarierna som applicerats på Borris studie har föreslagits av van Vuuren et al. (2012) och Kriegler et al. (2014) och är tänkta att användas i klimatrelaterad forskning för att bidra till kontinuitet och jämförbarhet mellan olika forskningsområden och discipliner.

I tabell 5.7 presenteras de beräknade förändringarna för TSS, koppar, bly och zink i framtida dagvatten från det provtagna området, simulerade utifrån de två ovan beskrivna scenarierna. Simuleringarna är gjorda med modellen WinSLAMM som beskrivs översiktligt i kapitel 7.

Tabell 5.7 *Modellerad förändring i föroreningsbelastning i dagvatten utifrån olika framtidsscenarier, som bland annat innebär stort fokus på LOD (Miljömässigt hållbar utveckling) respektive litet fokus på LOD (Säkerhet gällande mat- och energitillgångar). Tabell modifierad från (Borris et al., 2016a).*

	Fokus: Miljömässigt hållbar utveckling	Fokus: Säkra mat- och energitillgångar
TSS	-20 %	+24 %
Cu	-26 %	+22 %
Pb	-16 %	+16 %
Zn	-11 %	+26 %

Borris et al. (2016a) konstaterar att väl designade anläggningar för LOD som implementerats på rätt plats kan minska föroreningsbelastningen i dagvatten trots att markanvändningen intensifieras och befolkningen ökar. Detta syns även i tabell 5.7, där samtliga parametrar har minskat i detta scenario jämfört med utgångspunkten. Resultaten antyder också att ett motsatt scenario, där väldigt litet fokus läggs på miljömässig hållbarhet, skulle kunna öka föroreningsbelastningen med omkring 20 procent för partiklar, koppar, bly och zink. På liknande vis kan man undersöka hur dagvattenkvaliteten förändras vid exempelvis rening av avrinningen från koppar- och zinktak, förbud mot koppar i bromsbelägg, övergång från fossildrivna fordon till eldrivna och minskad eller ökad trafikbelastning.

6. Att undersöka och utvärdera dagvattenkvalitet

Provtagningsprogram för dagvattenstudier måste utformas för varje individuellt projekt beroende på val av provtagningsplatser, typ av provtagning, antal prover som ska tas och hur länge provtagningen ska pågå, samt hur de tagna proverna ska beredas och analyseras. I detta kapitel finns en sammanställning av vad som kan vara bra att tänka på vid planering och genomförande av sådana dagvattenprovtagningar för att man ska få ut mesta och bästa möjliga av de pengar och den tid man lägger ner. Det är inte helt lätt att hitta den här typen av information i vetenskapliga studier, och därför bygger delar av kapitlet även på forskargruppens egna hittills odokumenterade erfarenheter.

6.1 Val av provtagningsplats

Det finns mycket att ta hänsyn till när man söker eller väljer lämpliga provtagningsplatser. Först och främst måste man rätta sig efter studiens syften och mål som vanligtvis är relaterade till i förväg utpekade avrinningsområden, anläggningar eller markanvändningstyper. Därmed måste valet av provtagningspunkter också spegla de specifika målen studien har genom att provta i en brunn eller ledning i anslutning till dessa.

6.1.1 Välj ut potentiella provtagningsplatser från kontoret

Det allra första som behöver göras när man har studiens syfte klart för sig är att studera kartor över ledningsnätet och olika avrinningsområden för att börja urvalet av lämpliga provtagningspunkter (Langevald et al., 2014). För studier med syfte att undersöka ett avrinningsområde bör provtagningspunkten placeras i eller så nära utloppet som möjligt. Om utloppet är placerat under recipientens vattenyta behöver man förstås välja en brunn uppströms som inte är påverkad av stillastående recipientvatten. Eftersom stora delar av ledningsnätet är placerat under eller i vägkroppar är många nedstigningsbrunnar placerade direkt i vägbanan. På mindre trafikerade vägar kan det finnas möjlighet att spärra av när man hämtar prover eller ser till utrustningen och utför underhåll, men på högtrafikerade vägar kan detta bli näst intill omöjligt. Redan vid skrivbordet brukar det gå att avgöra vilka utlopp som är placerade under recipientens vattenyta eller vilka som ligger direkt olämpligt placerade. Steg ett är därmed ett rent skrivbordsjobb.

6.1.2 Gör ett första fältbesök på provtagningsplatserna

I nästa skede är det dags att ge sig ut i fält och besöka de platser man har sett ut i det första steget (Langevald et al., 2014). Då får man fundera på faktorer som säkerhet och tillgänglighet för personalen som ska jobba på platsen, samt kontrollera att det inte förekommer stora ombyggnationer i det tilltänkta avrinningsområdet (om detta inte är syftet med studien

förstås). Det är också viktigt att lyfta på brunnslucken och se hur det ser ut nere i systemen där mätutrustning ska installeras. Om där är höga flöden trots att det är torrväder (basflöde), stillastående vatten eller mycket sediment är det förmodligen bättre att välja en annan provtagningsplats. Höga basflöden riskerar att späda ut dagvattnet och försvåra kvantifieringen av föroreningarna vid analyserna, medan stillastående vatten och stora mängder sediment tyder på uppdämning från recipienten eller en svacka på ledningsnätet. Stora mängder sediment försvårar eller rent av förhindrar mätningar av vattenflödet som är en nödvändig del för att kunna ta representativa dagvattenprover (se avsnitt 6.2.1) och för att beräkna föroreningsbelastningen. Förmodligen har man redan vid skrivbordet identifierat ett antal oklarheter i hur ledningsnätet är utformat, oklarheter som behöver undersökas på plats, vilket fältbesöken också ger tillfälle till. Saker att vara observant på är sektioner av nätet som enligt kartor inte tycks ha något utflöde eller brunnar där olika sektioner är korskopplade. Korskopplingarna leder till att avrinningsområdet inte är väl avgränsat och att dess yta varierar beroende på flöde. Det bästa är att bestämma sig för om man vill studera det större eller mindre avrinningsområdet och därefter, under den period som undersökningen pågår, plugga en av ledningarna som orsakar korskopplingen. Detta kommer underlätta tolkningen av resultaten avsevärt.

Avrinningsområdets hårdgjorda area har också betydelse för dess lämplighet. Små avrinningsområden med hårdgjord yta under 2 ha kan vara problematiska både att provta och mäta flödet från med den utrustning som vanligtvis används (Langeveld et al., 2012; Langeveld et al., 2014), men med skräddarsydda lösningar brukar det mesta gå att ordna. Vanligt är att använda sig av area-hastighetsmätare, men vid låga flöden från små avrinningsområden kan ett mätöverfall med nivåmätning fungera bra. Om avrinningsområdet endast består av hårdgjorda ytor kan avrinningen även uppskattas med nederbörds-mätare.

6.2 Hur man provtar

6.2.1 Stickprover, tidsstyrd eller flödesproportionell provtagning?

Vilken strategi man lägger upp för den provtagning man utför är förstås helt beroende på studiens syfte, men i princip finns det tre tillvägagångssätt: stickprover, tidsstyrd provtagning samt volymsstyrd provtagning.

Stickprover är helt uteslutet som provtagningsstrategi om man är intresserad av att kunna bedöma en förorenings förekomst och mängd eller för att jämföra föroreningsbelastningen från olika utsläppspunkter med varandra. Som framgår av kapitel 5 är haltvariationen från prover tagna under ett och samma avrinningstillfälle och i ett och samma område mycket stor. Det är alltså viktigt att man provtar hela avrinningstillfället från början till slut för att säkerställa att man får representativa föroreningshalter för det aktuella tillfället.

Volymsstyrda prover är att föredra framför tidsstyrd provtagning (Leecaster et al., 2002). Den volymsstyrda provtagningen innebär att man tar ett del-

prov då en bestämd volym vatten har passerat provtagningspunkten. Vid höga flöden kommer delproverna därför att tas oftare och vid låga flöden mer sällan. Hur tätt man tar proverna kommer att påverka tillförlitligheten i resultaten. Det provtagningsintervall som väljs blir ofta en kompromiss mellan bra upplösning och hur många prover man har möjlighet att ta innan provtagningskärnen är fyllda, vilket beror på hur mycket nederbörd som kommer och hur stora avrinningsvolymerna som alstras (om man provtar flödesstyrt) eller tillfällets varaktighet (om man provtar tidsstyrt). Erfarenheter från tidigare studier har visat att provtagningsintervallen (Δt) 5, 10, 15, 30 minuter är lämpliga för avrinningsområden med respektive area (A) <10, 100, 800, >1 600 ha (Marsalek, 1974), men antalet delprover man tar totalt under ett avrinningstillfälle spelar också roll. Redan vid 5–10 stycken kan osäkerheten i det beräknade medelvärdet (EMC; beskrivs senare i detta kapitel) för det specifika avrinningstillfället vara så lågt som 5–10 procent (Langeveld et al., 2012).

Det är vidare viktigt att man provtar vid flera tillfällen vid olika tider på året. Langeveld et al. (2012, 2014) har utifrån en mycket extensiv provtagning av dagvatten (mer än 100 avrinningstillfällen) på tre olika platser beräknat hur osäkerheten i uppmätt medelkoncentration för en rad parametrar förbättrades med ökat antal provtillfällen. För zinkhalten förbättrades osäkerheten i resultatet från 45–60 procent vid provtagning under endast ett tillfälle till 25–40 procent efter tio tillfällen och så bra som 20–30 procent beräknat utifrån 20 tillfällen. För suspenderade partiklar (TSS) var osäkerheten i resultaten större; efter tio tillfällen var den fortfarande större än 50 procent för alla de tre provtagna platserna, och vid 20 tillfällen hade den sjunkit till 40–45 procent (Langeveld et al., 2014). Dessa undersökningar utfördes i Nederländerna. Det är mycket troligt att vi i Sverige har större säsongsvariation som gör dessa siffror ännu osäkrare. Det beror framför allt på vinterperioderna då det sprids sand och grus för halkbekämpning vilket ökar TSS-halten i dagvattnet. Dessutom orsakar de långa perioderna med minusgrader att föroreningar ackumuleras under en längre tid innan avsmältningen tar vid, och att de frigörs under en kortare period än de har byggts upp vilket kan leda till ytterligare förhöjda halter (Westerlund et al., 2003; Westerlund, 2007). Även i områden med mildare vintrar har föroreningsbelastningen visat sig vara högre vintertid än andra årstider.

För att beräkna föroreningsbelastningen (m) för ett ämne från ett visst avrinningsområde behöver man förutom halten (C) även veta vilka dagvattenvolymer (V) som släppts ut:

$$\text{Massa (m)} = \text{koncentration (C)} \cdot \text{volym (V)} \quad \text{Ekv 6.1}$$

Vare sig man väljer tidsstyrd eller volymsstyrd provtagning måste man därmed mäta flödet för att därur kunna beräkna totala vattenvolymer.

Samlingsprover bör kombineras med flödesproportionell provtagning för att få ett representativt värde på medelhalten, annars riskerar man att underskatta mängden föroreningar på grund av att de höga koncentrationerna ofta kommer med höga flöden. Underskattning på mer än 30

procent har observerats för TSS vid sammanslagning av tidsstyrda prover (Marsalek, 1974). I de fall man provtar en serie tidsstyrda prover i separata flaskor går det att i stället slå ihop dessa till ett flödesproportionellt samlingsprov genom att vikta respektive delprov mot den dagvattenvolym delprovet representerar (Marsalek, 1974; Mortimer et al., 2007).

6.2.2 Manuell eller automatisk provtagning?

Uttag av dagvattenprover sker företrädesvis med automatprovtagare vilket på ett enkelt sätt möjliggör både sekventiell diskret provtagning med bestämda tids- eller volymsintervall där varje prov tas i en separat flaska, och samlingsprover där en serie delprover redan från början tas i ett och samma (stora) provkärl.

Det har visats att manuell provtagning, när man manuellt sänker ner en flaska monterad på ett skaft i/mot vattenströmmen, kan leda till överskattade halter av suspenderat material och därmed också ökad halt partikelbundna föroreningar (Galfi, 2014). Förklaringen är att vid högre flöden är risken stor att den nedsänkta flaskan överfylls, och den fungerar då som en fälla för partiklar som följer med vattenströmmen in i flaskan men blir kvar när vattnet rinner över.

Automatisk provtagning är inte heller problemfritt utan resultaten påverkas av faktorer som inloppssilens placering i vattenströmmen, lyfthöjden (det vill säga avståndet i höjddled mellan inloppssilen och automatprovtagaren) samt provslangens längd och placering. Långa provtagningsslangar ökar risken för korskontaminering mellan prover på grund av rester i slangarna från föregående prov. Hög lyfthöjd kan leda till icke-representativa prover med underskattad halt av sandpartiklar då gravitationen jobbar i motsatt riktning vid pumpning av provet nerifrån ledningen upp till provtagaren och flaskorna (Nordqvist et al., 2014). Inloppssilen bör vara placerad där flödet är turbulent och välblandat och nära botten på ledningen eller nedstigningsbrunnen för att få med även större och tyngre partiklar som rör sig närmare botten. Inloppssilen bör däremot inte vara placerad direkt på botten där den riskerar att sättas igen av dagvattensediment. I praktiken går det inte att undvika om man vill kunna provta även de riktigt låga flödena. Idealt är om intaget är placerat i riktning mot vattenströmmen och provtagaren suger med samma hastighet som vattnets flödes hastighet. Under sådana förhållanden får man i princip ingen påverkan alls på representativiteten av sandpartiklar, ofta definierade som att de har diameter större än 0,062 mm (Marsalek, 1974). Dessa förhållanden är dock näst intill omöjliga att få till vid verkliga fältprovtagningar och därför bör man i stället vara medveten om riskerna när det är dags att tolka resultaten. Vid provtagning i lägre hastigheter än vattnets flödes hastighet ökar risken för överskattning av sandpartiklar med diameter större än 0,45 mm. För lösta ämnen, kolloider och små partiklar (diameter mindre än 0,06 mm) antas inloppssilens placering, riktning och sughastighet påverka resultaten obetydligt.

6.3 Att tänka på inför analyserna

Vilka parametrar man tänkt analysera styr mer än man först tror vid planering av dagvattenprovtagning. Till exempel måste man säkerställa att provvolymen kommer att räcka till alla analyser man vill utföra, vilken typ av provkärn som lämpar sig bäst och att man har möjlighet att ta hand om sina prover inom de kritiska tidsramar som finns för en del analysparametrar. I tabell 6.1 finns en översiktlig sammanställning av detta för de ämnen och föroreningsgrupper som diskuteras i kapitel 3.

Tabell 6.1. Viktiga faktorer att planera för vid fältprovtagning och analys av olika parametrar och föroreningsgrupper.

Ämnesgrupp/parameter	Lämpligt provtagningskärn	Provvolum som åtgår för analys	Kritisk tid mellan provtagning och omhändertagande av prov i labb/analys
TSS/suspenderat material	Glas, plast, PTFE	150-1 000 ml	48 timmar
Turbiditet	Glas, plast, PTFE	70-150	48 timmar
Metaller/grundämnen: As, Cd, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Pd, Pt, Sb, Zn, V, W Hg	Plast, PTFE Glas, PTFE	30-150 ml 30-60 ml	Vid bestämning av löst halt ska filtrering ske snarast efter provtagning, max 48 timmar.
Näringsämnen: N, P	Plast, glas	250-500 ml	24 timmar alt. fryses i väntan på analys.
Syreförbrukande ämnen: BOD	Plast, glas	100-1 000 ml	Bör sändas till labb snarast efter provtagning.
COD	Glas, plast, PTFE	100-500 ml	Bör sändas till labb snarast efter provtagning, alt. fryses i väntan på analys.
TOC	Glas, plast, PTFE	100-500 ml	
Organiska ämnen: PAH:er	Glas	500-1 000 ml	
Oljeindex	Glas	200-500 ml	Bör sändas till labb snarast efter provtagning.
Bekämpningsmedel (t.ex. glyfosat, diuron)	Glas, plast för glyfosat	100-1 000 ml	
BTEX	Glas	80-100 ml	Bör sändas till labb snarast efter provtagning.
Ftalater	Glas	500-1 000 ml	
Pentaklorfenol	Glas	100-1 000 ml	
Bromerade flamskyddsmedel	Glas	1 000 ml	
Perfluorerade yttaktiva ämnen (PFOS)	Plast	100-500 ml	
Kemisk-fysikaliska parametrar: pH	Glas, plast, PTFE	50-70 ml	Analys snarast efter provtagning, max 6 timmar.
Konduktivitet	Glas, plast	50-70 ml	24 timmar
Alkalinitet	Plast, PTFE	70-500 ml	
Indikatorbakterier: T.ex. <i>E. coli</i> , totala koliforma, intestinala enterokocker	Glas, plast. Steriliserad t.ex. genom autoklavering.	500 ml	Bör sändas till labb snarast efter provtagning. Analys bör påbörjas inom 24 timmar från provtagning. Proverna får ej frysas i väntan på analys.

Källor: Tre av de största kommersiella analyslaboratorierna med verksamhet i Sverige (Synlab, ALS Scandinavia och Eurofins) samt Mortimer et al., 2007; Chigbu & Sobolev, 2007; AU EPA Victoria, 2009; Shaver et al., 2007; SS-EN ISO 10523:2012, 2012.

6.3.1 Material i provtagningsflaskor

Som framgår av tabell 6.1 bör provkärn i plast (polyetylen, polypropylen) användas för metaller, medan det för organiska ämnen som PAH:er, olja, ftalater och alkylfenoler bör användas glas. Detta beror på att metall-

ler är kända för att adsorbera till glasytor medan organiska ämnen har större tendens att sätta sig på plastytor (Mortimer et al., 2007, AU EPA Victoria, 2009). Använder man fel typ av flaska kan de ämnen man vill analysera fästa på kärlets väggar och undgå detektion. En underskattning av uppmätt halt kommer då att ske. Plastflaskor kan även innehålla exempelvis ftalater och alkylfenoler (Guart et al., 2011) vilket i så fall kan leda till att dessa ämnen avges till provet och därmed överskattas när det gäller halten. För flera av ovan nämnda ämnesgrupper går det också bra att använda PTFE-flaskor (polytetrafluoreten) (AU EPA Victoria, 2009; Shaver et al., 2007), men dessa är mycket dyra i jämförelse med både glas och plast. Alla dessa flaskor är förstås återanvändningsbara bara man rengör dem mellan provtagningarna. Glasflaskorna för organiska ämnen bör efter diskning dessutom sköljas med något organiskt lösningsmedel som till exempel hexan, medan plastflaskorna för metallanalyser kan lakas i utspädd salpetersyra (HNO_3) eller saltsyra (HCl) och därefter sköljas noga i avjonat eller destillerat vatten före användning (Shaver et al., 2007; Mortimer et al., 2007). Vid mätningar av indikatorbakterier, såsom *E. coli*, intestinala enterokocker och totala koliforma bakterier, spelar inte materialet i flaskan så stor roll; det viktigaste är att flaskorna är rena och sterila vilket kan åstadkommas i autoklav (Chigbu & Sobolev, 2007).

6.3.2 Tidskritiska analyser och förvaring av prover

Vissa parametrar är tidskritiska, det vill säga de måste analyseras så snart som möjligt efter provtagning. Till dessa hör exempelvis indikatorbakterier, pH och suspenderat material. Om löst halt av något ämne önskas bör provet filtreras omgående efter provtagning – se tabell 6.1 (Shriver et al., 2007; AU EPA Victoria, 2009). Enligt den svenska och internationella standard som normalt används vid mätning av suspenderat material, TSS (SS-EN ISO 10523:2012, 2012) anges det att provet ska analyseras inom 48 timmar, men att man kan sträcka sig utanför den tidsramen och fortfarande följa metoden om man bara tydligt anger hur länge proverna stått före analysen. Det är dock inget att rekommendera eftersom det inte finns några kända undersökningar på vad som händer med koncentrationen suspenderat material i dagvatten som får stå en längre tid.

För vissa ämnen går det bra att frysa proverna i väntan på analys. Till dessa hör exempelvis kväve och fosfor, COD (kemisk syreförbrukning) och TOC (totalt organiskt kol) (AU EPA Victoria, 2009). För indikatorbakterier är det däremot direkt olämpligt att frysa proverna. En del av cellerna riskerar att sprängas sönder i en vanlig frys (-20°C) och kan därmed inte detekteras med de analysmetoder som tillämpas (Simione & Brown, 1991). En underskattning kommer då att ske. Har man inte möjlighet att lämna in bakterieprover i tid till det analyslaboratorium man anlitar så finns det en analysmetod där man med hjälp enklare utrustning kan utföra analyserna själv. För detta finns det färdiga analyskit att köpa där allt man behöver ha i form av laboratorieutrustning är ett värmeskåp (IDEXX Laboratories, 2015). En generell rekommendation är att bakterieanalyser ska påbörjas inom 24 timmar efter provtagning (Chigbu & Sobolev, 2007), men det amerikanska naturvårdsverket (US EPA) sätter denna gräns redan vid 8

timmar (Shaver et al., 2007) och australiska naturvårdsverket vid 6 timmar (AU EPA Victoria, 2009). En nyligen rapporterad studie där *E. coli* i dagvatten analyserats visar dock att inga signifikanta skillnader kunde ses mellan prover som analyserats inom 24 timmar jämfört med samma prover som analyserats först efter upp till 40 timmar (Harmel et al., 2016).

Oavsett vilken analys som ska utföras så mår alla prover bra av att stå mörkt och svalt. Har man möjlighet att ha en provtagare med kyl så är det förstås det bästa. Andra sätt att hålla sina prover kylda är att lägga kylklampar i automatprovtagaren inför varje nederbördstillfälle man tänkt provta, alternativt att succesivt under ett regntillfälle byta ut flaskorna med prov i och förvara i kylskåp eller börja förbereda för sändning till labb. Vid många tillfällen kan man å andra sidan räkna med att temperaturen utomhus sköter kylningen åt en.

6.4 Bearbetning av data

Efter det att provtagning och laboratoriearbete är slutfört börjar det spännande arbetet med att bearbeta och analysera data. Detta är förstås något som bör göras kontinuerligt för att man ska ha möjlighet att göra eventuella justeringar i provtagningsförfarandet och mätningarna. I kapitel 5 finns det redan beskrivet vikten av att ta flera delprover under ett och samma tillfälle samt att provta flera gånger under årets alla säsonger på grund av de stora variationerna i föroreningskoncentrationer som föreligger. Det här kapitlet behandlar därför bara hur data kan sammanställas, analyseras och presenteras, och det förutsätts att provtagningen är gjord med hänsyn till de variationer som beskrivits.

En standardberäkning för att beskriva föroreningar i dagvatten är EMC (*Event Mean Concentration*) vilket är detsamma som det flödesviktade medelvärde (US EPA, 1983). Om man har flera diskreta prover analyserade från ett och samma tillfälle så beräknas det med följande formel (Butler et al. 2018):

$$EMC = m / V = \sum C_i \cdot V_i / \sum V_i \quad \text{Ekv 6.2}$$

där m och V är mängden förorening respektive avrunnen volym (se Ekv. 6.1) och där C_i och V_i är koncentrationen av en förorening uppmätt i i antal delprover respektive vattenvolymen associerad till varje delprov.

Om ett flödesviktat samlingsprov har analyserats, sammansatt genom någon av principerna beskrivna ovan, så motsvarar det erhållna resultatet från detta samlingsprov detsamma som EMC. EMC beräknas alltså för ett enskilt avrinningstillfälle. Motsvarande beräkning av årsmedelhalt för ett avrinningsområde kan göras genom att inkludera alla avrinningstillfällen som har provtagits. Detta kallas då SMC (*Site Mean Concentration*) och beräknas analogt som EMC (Mourad et al., 2005):

$$SMC = \sum EMC_n \cdot V_{\text{event},n} / \sum V_{\text{event},n} \quad \text{Ekv 6.3}$$

där EMC_n och $V_{\text{event},n}$ är EMC-värden respektive total avrunnen volym som har uppmätts vid enskilda avrinningstillfällen och totalt n antal avrinningstillfällen har provtagits.

Om man vill göra uppskattningar av den totala föroreningsbelastningen från ett visst avrinningsområde så är det SMC man utgår från. Med hjälp av flera av de modelleringsverktyg för dagvatten som finns går SMC att beräkna på mer sofistikerade vis där resultaten kopplas mot avrinningsvolymer eller nederbörds mängd över en hel års cykel. Samma typer av beräkningar kan förstås också göras säsongsvis för att undersöka säsongsvariationer. Modellering av dagvattenkvalitet beskrivs mer utförligt i kapitel 7.

6.5 Passiv provtagning i dagvatten

Vid uppströmsarbete och spårning av föroreningsutsläpp till ledningsnätet kan passiv provtagning vara ett alternativ (Waldenborg, 2002; Jacobsson et al., 2006; Arnesson et al., 2012; Henriksson, 2013). Det finns ett flertal tekniker att välja på och vilken som passar bäst beror delvis på vilka ämnen eller ämnesgrupper man vill analysera samt vad man vill kunna använda resultaten till. Gemensamt för samtliga tillgängliga passiva provtagare är att de innehåller någon form av adsorbent som tar upp och ackumulerar önskade föroreningar under den tid som provtagaren ligger exponerad i vattnet. Hela provtagaren skickas efter exponering till analyslaboratoriet där föroreningsinnehållet analyseras.

För vissa av teknikerna, exempelvis Ecoscope som är utvecklad till att ta både metaller och organiska ämnen, kan endast jämförelser av föroreningsinnehållet mellan olika provtagningspunkter göras och detta under förutsättning att de legat ute för exponering samtidigt. Indikationer på om halterna är höga eller låga ges också, men det är svårt att jämföra värden mellan olika provtagningskampanjer om man exempelvis även vill kunna studera effekten av eventuella förbättringsåtgärder.

Andra provtagartyper kan kopplas till en halt som kan jämföras mellan olika platser och tidpunkter. Det gäller exempelvis DGT (diffusive gradients in thin films) för metaller (Jolley et al., 2016) och andra oorganiska ämnen (Österlund et al., 2010) samt SPMD (semi permeable membrane device) för opolära organiska ämnen (Stuer-Lauridsen, 2005) och POCIS (polar organic chemical integrative sampler) för polära organiska ämnen (Alvarez, 1999; Harman et al., 2012). Inga av de nämnda teknikerna ger värden som är direkt korrelerade till totalhalten av föroreningar i det vatten som provtas, utan tanken är att den ska representera den biotillgängliga fraktionen av föroreningarna. En sammanfattning av respektive tekniks tillämpningsområde finns i tabell 6.2.

Tabell 6.2 Kommersiellt tillgängliga tekniker för passiv provtagning samt begränsningar och möjligheter med respektive teknik.

Provtagninstechnik	Organiska ämnen	Metaller/oorganiska ämnen	Koncentrationsbestämning
DGT	Endast på forskningsstadiet	Metaller/katjoner: Bly, kadmium, koppar, krom, nickel, zink med flera Anjoner: Antimon, arsenik, fosfor, molybden, vanadin, volfram	Ja
Ecoscope	Alifater, aromater, PAHer	Arsenik, bly, fosfor, kadmium, koppar, krom, nickel, vanadin, zink med flera	Nej
SPMD	Opolära, t.ex. PAH:er, alifater, aromater, TBT (tributyltenn)		Ja, för de flesta ämnesgrupper
POCIS	Polära, t.ex. bekämpningsmedel, perfluorerade ämnen, nonylfenol		Ja, för de flesta ämnesgrupper

Källor: Tre av de största kommersiella analyslaboratorierna med verksamhet i Sverige (Synlab, ALS Scandinavia och Eurofins) samt El-Shenawy et al., 2010; Harman et al., 2012; Jolley et al., 2016; Österlund et al., 2010; Stuer-Lauridsen, 2005.

7. Modeller för dagvattenkvalitet

Under de senaste decennierna har det införts föreskrifter med syfte att kontrollera de negativa effekterna av dagvatten på sjöar och vattendrag. Några exempel är EU:s vattendirektiv samt "Clean Water Act" i USA. Det krävs bland annat att kvantifieringen av alla föroreningskällor till recipienterna förbättras, däribland dagvatten. Att kontrollera och övervaka dagvattenkvalitet är kostsamt och kräver en omfattande personalstyrka. Datormodeller som simulerar kvaliteten på ytvavrinning kan därför vara ett användbart och kostnadseffektivt hjälpmedel för att uppnå målen i föreskrifterna. I detta sammanhang används dagvattenkvalitetsmodeller multidisciplinärt av såväl ingenjörer och stadsplanerare som forskare och beslutsfattare.

Dagvattenkvalitetsmodeller används oftast med huvudsyftet att (Huber, 1986):

- karaktärisera dagvatten och ge input till analys av recipienter
- analysera effektivitet, storlek och kombinationer av olika kontroll-möjligheter
- utföra frekvensanalyser av dagvattenkvalitetsparametrar
- ge input för kostnads/nyttoanalyser.

På senare tid har dessa modeller också använts för att studera effekterna av klimatförändringar och den pågående urbaniseringen på dagvattenkvaliteten (He et al., 2011; Mahbub et al., 2011; Borris et al., 2013).

Detta kapitel ger en överblick av olika tillvägagångssätt för modellering av dagvattenkvalitet. Det finns många hundratals modeller att tillgå. Här presenteras endast ett fåtal utvalda modeller som används frekvent. Till sist diskuteras ett antal nyckelfrågor för modellering av dagvattenkvalitet.

7.1 Modellkategorisering

Olika dagvattenkvalitetsmodeller skiljer sig i sättet att beräkna och beskriva uppkomsten och transporten av ämnen i dagvatten. De skiljer sig åt beträffande sin rumsliga framställning, matematiska rutiner, metoder för föroreningsprognos samt i komplexitet.

7.1.1 Rumslig framställning

Modeller för dagvattenkvalitet kan antingen vara "lumpade" (från engelskans lumped) eller distribuerade. En lumpad modell tar inte hänsyn till rumsliga variationer, och medelvärden av inputparametrar används för hela avrinningsområden. En distribuerad modell tar i viss utsträckning hänsyn till rumsliga variationer genom att dela in avrinningsområdet i delområden. För dessa delområden kan olika parametrar definieras, som exempelvis olika markanvändningar. Modellens rumsliga upplösning beror av delområdenas storlek och antal.

7.1.2 Matematiska rutiner

När det gäller matematiska rutiner kan dagvattenkvalitetsmodellerna antingen vara deterministiska eller stokastiska. Deterministiska modeller använder matematiska formuleringar av fysikaliska processer. I stokastiska modeller används statistiska mönster av ett fenomen för att simulera samma fenomen. För att ytterligare skilja dessa tillvägagångssätt åt föreslår Zoppou (2001) att deterministiska modeller alltid producerar samma resultat om samma input används, medan stokastiska modeller producerar olika resultat inom vissa statistiska gränser.

7.1.3 Metoder för föroreningsprognos

Generellt sett måste simulering av dagvattenkvalitet kombineras med simulering av dagvattenkvantitet. Detta eftersom inga föroreningar kommer att transporteras om det inte finns något dagvattenflöde. Zoppou (2001) betonar att en tillförlitlig simulering av dagvattenkvantitet är absolut nödvändig för att simulering av dagvattenkvalitet ska vara möjlig. Datormodeller använder olika tillvägagångssätt för att koppla dagvattenkvalitet till dagvattenkvantitet.

Markanvändningsmodeller

Ett av de mest grundläggande tillvägagångssätten är tillämpningen av standardkoncentrationer eller medelvärde av en förorenings koncentration under ett nederbördstillfälle (*Event Mean Concentration = EMC*). Modeller som använder sig av denna approach kallas även markanvändningsmodeller. I sådana modeller antas ett EMC för en viss förorening för en specifik typ av markanvändning (Mitchell, 2005; Ellis & Revitt, 2008). Vanliga kategorier för olika markanvändning är bostadsområden, handelsområden och industriområden (U.S. Environmental Protection Agency, EPA, 1983). Vidare antas att koncentrationen av en viss förorening är konstant under nederbörd och avrinning (Charbeneau & Barrett, 1998). EMC multipliceras sedan med den förväntade avrinningsvolymen för att kunna uppskatta total föroreningsmängd.

Denna typ av modeller kan användas som ett planeringsverktyg för att identifiera så kallade "hotspots" med hög föroreningsbelastning och följaktligen prioritera var kontrollåtgärder bör sättas in. Uppskattningen av EMC för specifika markanvändningsområden kan vara begränsade geografiskt och bör inte tillämpas i områden med annan urban struktur eller andra klimatförhållanden (Larm, 2000b).

Regressionsmodeller

Regressionsmodeller använder observerade data för att etablera ett matematiskt förhållande mellan en beroende variabel och en eller flera förklarande variabler. I regressionsmodeller för simulering av dagvattenkvalitet används mängder eller koncentrationer av föroreningar som variabler, vilka är beroende av exempelvis nederbördsmängd, regnintensitet, antalet föregående torra dagar, trafikintensitet och omgivningens markanvändning. Observerade data är endast representativa för vissa rumsliga och tidsmässiga förhållanden. Således måste nya modeller upprättas om dessa förhål-

landen ändras, och av denna anledning kritiserar ofta regressionsmodeller för att visa undermåliga resultat för obevakade platser (Zoppou, 2001).

Modeller baserade på föroreningskällor

I modeller baserade på föroreningskällor identifieras källor för specifika föroreningar. Baserat på en substansflödesanalys (*SFA*) uppskattas föroreningars utsläppsfaktorer för olika källor som exempelvis atmosfärisk deposition, trafik (till exempel däcknötning, bromsbelägg, oljespill och vägnötning) och byggnadsmaterial (till exempel tak och fasader). Baserat på detta uppskattas föroreningskällornas bidrag till föroreningsmängder i dagvattenavrinning. Detta bidrar till att identifiera de viktigaste källorna för en specifik substans i dagvatten och ger samtidigt information om möjligheterna att minska förekomsten av denna substans (Hillenbrand et al., 2005; Fuchs et al., 2006).

Processbaserade modeller

Processbaserade modeller syftar till att efterlikna de fysikaliska processerna inom dagvattenavrinning baserat på nuvarande kunskap. Dagvattenkvantitet beräknas med en nederbörds-avrinnings-modul, där en tidsserie med nederbörd och fysiska egenskaper hos avrinningsområdet används för att beräkna en hydrograf. Viktiga egenskaper hos avrinningsområdet är i detta sammanhang area, lutning, andel hårdgjord yta, svackors lagringsdjup, infiltrationsparametrar samt sträckan för avrinning på markytan. Dagvattenkvalitet beskrivs med hjälp av ackumulering av föroreningar under torra perioder och påföljande avsköljning och transport vid regn. Olika matematiska ekvationer används för att beskriva ackumuleringen av föroreningar. I modellen SWMM (avsnittet 7.2.1) finns exempelvis fyra olika metoder tillgängliga, nämligen en potensfunktion, en exponentiell funktion, en mätnadsfunktion och även en extern tidsserie. För avsköljning av föroreningar ges två alternativ: en exponentiell funktion och "*Rating Curve*"-metoden.

Processbaserade modeller kan återge uppkomsten av dagvattenavrinning med stor säkerhet (Zoppou, 2001). För dagvattenkvalitet är säkerheten lägre, men modellerna efterliknar de bakomliggande processerna relativt väl. Dessa modeller kan därför användas som ett praktiskt verktyg för att undersöka exempelvis hur förändringar i ett avrinningsområde kan komma att påverka dagvattensystemet och dagvattenkvaliteten (Vaze & Chiew, 2003; Tsihrintzis & Hamid, 1998).

Den största nackdelen med processbaserade modeller är att mycket stora mängder inputdata behövs för simulering av både dagvattenkvantitet och -kvalitet. Dessutom behöver provtagning och analys av dagvattenkvaliteten i avrinningsområdet genomföras, och därutöver krävs detaljerad information om avrinningsområdet för att kunna kalibrera modellen. Detta kan medföra att tillämpningen av dessa modeller blir väldigt kostsamt.

7.2 För- och nackdelar med utvalda dagvattenkvalitetsmodeller

Det finns ett stort antal modeller som kan simulera dagvattenkvalitet. Därför kan listan som presenteras nedan inte ses som komplett. Denna granskning ger i stället en överblick över de olika typer av modeller som finns och listar deras för- och nackdelar.

7.2.1 SWMM

SWMM (*Stormwater Management Model*) utvecklades år 1971 av Naturvårdsverket i USA. SWMM fokuserar på dagvattensimuleringar i urbana områden och är en av de mest använda dagvattenmodellerna (Huber och Dickinson, 1988). SWMM kan användas som en fristående modell, eller i en paketslösning kopplat till GIS som kallas PCSWMM.

Sedan modellen utvecklades i början av 1970-talet har den kontinuerligt underhållits och uppdaterats. Modellen kan simulera processer för både dagvattenkvantitet och -kvalitet, hela vägen från ytavrinning och transport genom ledningssystemet till utloppet i recipienten. Föroreningsackumuleringen på hårdgjorda ytor simuleras i modellen under torrt väder och följs av avsköljning av föroreningar vid regn. För föroreningsackumulering finns tre funktioner tillgängliga: en potensfunktion, en exponentiell funktion och en mättnadsfunktion. För avsköljning av föroreningar ges två alternativ: en exponentiell funktion och en "Rating Curve". Olika föroreningar med flera ackumulerings- och avsköljningsegenskaper kan inkluderas. Varierande markanvändning och gatusopning i avrinningsområden kan även beaktas i SWMM (Huber och Dickinson, 1988).

Fördelar

- Många användare.
- Öppen källkod "Open Source" och därför öppen för granskning.
- Ingen officiell support, men hjälp fås genom maillista i nätgemenskapen.
- Tillämpad i många vetenskapliga publikationer.

Nackdelar

- Ingen detaljerad ledningstransport av föroreningar.

7.2.2 Mouse

Mouse utvecklades av Danska hydrologiska institutet (DHI) år 1984. Mouse simulerar flöde på marknivå och i ledningsnätet (DHI, 2002). År 1994 släpptes Mousetrap, en utökning av Mouse som även omfattar kapacitet att simulera föroreningstransport (DHI, 2002). I likhet med SWMM kan Mouse och Mousetrap användas fristående eller tillsammans med det GIS-baserade programpaketet Mike Urban.

Modulen för ytavrinningskvalitet i Mousetrap beskriver föroreningstransporten på markytan. Den simulerar processer för ackumulering och avsköljning för specifika föroreningar på hårdgjorda ytor genom att erbjuda två sedimenttyper, fina och grova partiklar. Processer för ackumulering och avsköljning för lösta föroreningar simuleras dessutom i rännstensbrunnar.

I Mousetrap kan transporten av såväl lösta som partikulärt bundna föroreningar och sediment simuleras. Mousetrap kan även i detalj simulera avloppssediment och biologiska nedbrytningsprocesser i rörledningssystemet (Crabtree et al., 1994).

Fördelar

- Detaljerad simulering av kemiska, fysikaliska och biologiska processer. Den enda modellen i denna granskning som tar hänsyn till biologisk nedbrytning.

Nackdelar

- På grund av komplexiteten är kraven på inputdata höga och många parametrar behöver kalibreras. Detta medför också högre osäkerhet.
- Ingen öppen källkod "*Open Source*", vid behov av support är man beroende av DHI.

7.2.3 Hydroworks

Hydroworks utvecklades 1997 av Wallingford Software i Storbritannien och används främst där. Modellen kan användas inom programpaketet Infoworks CS.

Ytans kvalitet simuleras genom en linjär ackumulering av föroreningar på hårdgjorda ytor. Avsköljning vid regn är en funktion av regnintensitet och ackumulerad föroreningsmassa. Modellen kan också beskriva ackumulering och avsköljning av lösta föroreningar i rännstensbrunnar. Transporten av såväl lösta som partikulära föroreningar i ledningsnätet beskrivs i detalj. Den möjliggör avsättning och erosion av sediment i ledningar och tar hänsyn till olika storleksfraktioner.

Fördelar

- Detaljerad beskrivning av fysikaliska och kemiska processer med hög rumslig upplösning.

Nackdelar

- På grund av modellens komplexitet krävs en stor mängd inputdata.
- Många parametrar behöver kalibreras. Detta medför en högre osäkerhet för modellens resultat.

7.2.4 StormTac Web

StormTac Web är ett av resultaten av Thomas Larms doktorsavhandling (2000). StormTac Web kan beräkna årliga och månatliga föroreningsmängder. Detta görs genom att multiplicera en standardkoncentration för en viss förorening med den årliga (eller månatliga) avrinningsvolymen (Larm, 2000a). Modellen används i dag främst av svenska konsulter och kommuner, men användningen internationellt ökar, vilket gör att det pågår anpassning för andra förhållanden.

Avrinningsvolymen uppskattas med hjälp av markanvändningsspecifika avrinningskoefficienter och lokala regndata. Modellen innehåller i dag 73 ämnen och 91 markanvändningar, men antalet ökas löpande i takt med

att databasen kompletteras med data. Standardkoncentrationer baseras på flödesproportionella mätningar på olika platser i Sverige och i länder med liknande klimatförhållanden. Standardkoncentrationerna antas vara konstanta vid alla tidpunkter för en specifik förorening.

I StormTac Web finns även en dagvattenhanteringsmodell. Olika tekniker för dagvattenbehandling kan simuleras, exempelvis dammar, våtmarker, biofilter, svackdiken, olika magasin och översilningsytor.

Fördelar

- Användarvänlig.
- Många markanvändningar och ämnen. Alla inputdata är egentligen inkluderade i modellen. Detta gör modellen till ett användbart verktyg på planeringsnivå.
- Uppdateras löpande, officiell fri support.

Nackdelar

- Risk för överförenkling, eftersom markanvändningsdata inte nödvändigtvis är tillräckligt för att beskriva dagvattenkvalitet (Liu et al., 2012).

7.2.5 Sewsys

Sewsys utvecklades i MATLAB/Simulink och kan simulera ämnesflöden i VA-system, både dagvatten och spillvatten. Modellen innehåller 20 stycken substanser som omfattar sediment, tungmetaller, näringsämnen och organiska föroreningar. I modulen för dagvattenkvalitet uppskattas utsläppen av föroreningar från källor som atmosfärisk deposition, trafik och byggnader baserat på SFA. För denna SFA väljs en relativt hög upplösning, och föroreningskällorna delas upp i respektive ursprung: materialkorrosion, bromsslitage, däckslitage etc. Detta möjliggör att spåra varje förorening tillbaka till dess källa. Baserat på deras utsläpp ackumuleras dessa föroreningar på hårdgjorda ytor vid torrt väder och sköljs bort vid regn (Ahlman, 2006). Dock avser substansflödesanalysen svenska förhållanden, vilket gör det tveksamt att använda den här modellen i andra länder.

Fördelar

- Relativt lätt att använda.
- Endast en liten mängd inputdata krävs.
- Föroreningar kan spåras till källan.

Nackdelar

- Svag beskrivning av hydrologiska processer.
- Ingen rumslig distribution (spatial distribution).

7.2.6 Regressionsmodeller

Det finns inte några tillgängliga programvarupaket som använder regression för att modellera dagvattenkvalitet, men flertalet publicerade studier har med lyckat resultat använt denna metod. Brezonik & Stadelmann (2002) använde multipel regression för att förutse mängder och koncentrationer av TSS, näringsämnen och bly. För att förutse mängder och kon-

centrationer användes nederbörds mängd, regnintensitet samt avrinningsområdesstorlek, och prognoser kunde göras med måttlig säkerhet. Hatt et al. (2004) relaterade fraktionen av direkt anslutna hårdgjorda områden till mängderna av sediment och flera näringsämnen och fann att de var starkt sammankopplade.

Fördelar

- Endast begränsad kunskap om de involverade processerna krävs.
- Inga kommersiella datormodeller krävs.

Nackdelar

- Överförbarhet till icke undersökta platser är väldigt begränsad.

7.2.7 Översikt

Tabell 7.1 sammanfattar vad de ovan beskrivna modellerna bygger på samt behov av data och sakkunskap.

Tabell 7.1 Sammanfattning av beskrivna modeller för modellering av dagvattenkvalitet.

	Rumslig framställning	Matematiska rutiner	Metod för föroreningsprognos	Transport av sediment i ledningssystem	Behov av data	Behov av sakkunskap
SWMM	Distribuerad	Deterministisk	Ackumulering/ Avsköljning	Enkel	Stort	Stort
Mouse	Distribuerad	Deterministisk	Ackumulering/ Avsköljning	Avancerad	Mycket stort	Mycket stort
Hydroworks	Distribuerad	Deterministisk	Ackumulering/ Avsköljning	Avancerad	Mycket stort	Mycket stort
StormTac Web	Distribuerad	Deterministisk	Markanvändning	Ej inkluderad	Litet	Medel
Sewsys	Klumpad	Deterministisk	Källor	Ej inkluderad	Medel	Medel
Regression	Klumpad	Stokastisk	Regression	Ej möjligt	Medel	Stort

7.3 Viktiga frågor vid modellering av dagvattenkvalitet

Ovan redogörs för olika datormodeller. Dessa modeller varierar med avseende på komplexitet, behov av inputdata samt den sakkunskap som användaren behöver ha. Vilken modell som är lämpligast beror även på den frågeställning man har och syftet med att modellera dagvattenkvalitet. Att välja bästa lämpliga modell för ändamålet är inte helt lätt. Här följer därför några viktiga frågor att ta hänsyn till vid valet av dagvattenkvalitetsmodell, och modellernas komplexitet, datainsamling, kalibrering och osäkerhet diskuteras.

7.3.1 Modellkomplexitet

De presenterade modellerna varierar stort i sin komplexitet när det gäller att beskriva de bakomliggande processerna för dagvattenkvalitet. Å ena sidan finns tillvägagångssätt som använder standardkoncentrationer för olika markanvändning, exempelvis StormTac Web, å andra sidan finns modeller som kan beskriva fysikaliska, biologiska och kemiska processer i detalj (till exempel Mouse och Hydroworks). Om en modell beskriver

dagvattenkvalitet i detalj måste modellen generellt sett konstrueras med en lämplig komplexitet. Att lägga till komplexitet i en modell innebär generellt att fler parametrar läggs till i modellen, men bara för att modeller kan simulera komplexa processer är det inte garanterat att dessa processer simuleras med god precision (Doherty & Johnston 2003). Anledningen till detta är att ökad komplexitet även kommer öka antalet icke-unika lösningar samt modellosäkerheten. Mer komplexa modeller leder också till andra problem att lösa, till exempel en svårare kalibreringsprocess, högre krav på inputdata samt längre tidsåtgång. En generell regel är att valet av modell bör baseras på problemet som behöver lösas. Rauch (2002) sammanfattar det hela i att den minst komplexa modell som pålitligt besvarar frågan är det bästa alternativet.

7.3.2 Inputdata

Insamlandet av inputdata är en mycket stor utmaning inom modellering av dagvattenkvalitet, inte minst när det gäller användningen av modeller som innefattar mer komplexa processer. Rauch (2002) menar att framsteg inom dagvattenkvalitetsmodellering inte är beroende av datorresurser eller bristen på passande algoritmer, utan snarare på tillgängligheten på tillförlitliga data från fältprovtagning.

Att provta och analysera föroreningar i dagvatten kan vara kostsamt, både när det kommer till direkta analyskostnader och personalen som ska utföra provtagningen. Det här är en av anledningarna till bristen på data i många avrinningsområden (Rodriguez et al., 2000). Ett annat problem när det gäller data är att provtagningsmetoderna ofta skiljer sig åt, och därför är olika dagvattenkvalitetsstudier svåra att jämföra. Dessutom är insamlade data ofta platsspecifika och svåra att överföra till andra områden (Vaze & Chiew, 2003).

7.3.3 Modellkalibrering och -osäkerhet

Dagvattenkvalitetsmodeller måste kalibreras med lokala data för att kunna användas som ett prognosverktyg. För att kalibrera en modell måste modellens parametrar justeras så att resultatet matchar fältmätningar så nära som möjligt (Doherty & Johnston, 2003). Detta blir alltmer avancerat då komplexiteten på den tillämpade modellen ökar, eftersom fler parametrar i modellen behöver kalibreras. När en modell kalibreras är det också önskvärt att avgöra om kalibreringen var lyckad, alltså att bestämma hur pålitliga och meningsfulla modellens resultat är. Datormodeller representerar endast en liten del av verkligheten, vilket kommer att leda till osäkra prognoser. Osäkerheter är naturliga och det är inte möjligt att helt utesluta dem (Beck, 1987). Därför är det av central betydelse att bedöma osäkerhetens storlek. Dotto et al. (2012) fastställde dock att en sådan bedömning inte är utbredd i praktiken, utan vanligtvis en vana inom den akademiska världen. Huvudorsaken till detta är att teknikerna är många, mycket komplexa, dåligt förstådda och vissa fortfarande mycket underutvecklade. Vezaro et al. (2013) märkte också att osäkerhetsanalyser sällan utförs av utövare. De fastställde därför behovet av att förenkla sådana tekniker så att de blir mer tillämpliga.

8. Regler, riktlinjer och certifieringar som berör dagvattenkvalitet

En nationell strategi för dagvattenkvalitetsarbete saknas i dag i Sverige och även i andra länder. Fokus ligger i många fall på att förebygga översvämning, och arbetet med dagvattenkvalitet baseras till stor del på kvalitetsmål och -riktlinjer för ytvattenförekomster. Något som blivit vanligare på senare år är uppströmsarbete – att hantera dagvattenföroreningar vid eller i närheten av källan. En grundläggande förutsättning för att uppnå en hållbar dagvattenhantering är att få in VA-frågor redan i början av planarbetet för nybyggnationer (Svenskt Vatten, 2011). Av publikation P105 (Svenskt Vatten, 2011) om hållbar dagvattenhantering framgår att hänsyn ska tas till dagvattnets kvalitet vid utformning av områden, och att dagvatten där så är möjligt ska omhändertas nära källan. Hänsyn till dagvattnets miljöpåverkan bör också tas vid dimensionering och utformning av avloppssystem (Svenskt Vatten, 2016).

8.1 Regler och riktlinjer för föroreningar i vattenförekomster

För att uppnå en långsiktigt god ytvattenstatus enades EU:s medlemsländer om ett gemensamt ramdirektiv för vatten, Direktiv 2000/60/EG (2000), även kallat vattendirektivet. Direktivet sätter en miniminivå för medlemsländerna att arbeta efter. I vattendirektivet utpekas diffusa föroreningskällor, till vilka dagvatten hör, som en stor föroreningskälla till ytvattenförekomster. Efter vattendirektivet har ett antal dotterdirektiv utfärdats, varav direktiv 2013/105/EC (2013) för prioriterade ämnen i ytvatten är av särskilt intresse med tanke på dagvattenkvalitet.

Flera PAH:er finns listade som prioriterade substanser enligt EU:s vattendirektiv (*naftalen, antracen, fluoranten, benso(a)pyren, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylene och indeno (1,2,3-cd)pyren*). Listan omfattar även många andra organiska ämnen. Några exempel på listade ämnen som är relevanta för dagvatten är bensen, nonylfenol, oktylfenol, ftalaten DEHP och PFOS (EU, 2013). Metallerna kadmium, bly, kvicksilver och nickel finns också listade som prioriterade substanser. Eriksson et al. (2007) föreslog utifrån vattendirektivet en lista över prioriterade substanser för dagvatten, där metallerna zink, kadmium, krom (VI), koppar, nickel, bly och platina ingår.

Länge har man vid framtagande av regler och riktlinjer för föroreningar i vattenförekomster främst fokuserat på totalhalten, men nu börjar betydelsen av att skilja mellan löst och partikulärt bunden fraktion samt biotillgänglighet att synas även på detta område. Exempelvis anger Havs- och vattenmyndigheten (HaV) i sina bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen i inlandsytvatten att det för krom, arsenik och uran är den lösta koncentrationen mindre än 0,45 µm som avses (HaV, 2015). De

angivna gränsvärdena för koppar och zink avser biotillgänglig koncentration och beräknas som en andel av den lösta koncentrationen utifrån vattnets pH och hårdhet samt innehåll av löst organiskt kol (DOC) eller andra faktorer som anses påverka biotillgänglighet. Det är inte orimligt att anta att fler regleringar av detta slag kommer framöver.

Även ämnen som är tillåtna att använda kan regleras för att minimera utsläpp till vattenförekomster. Ett sådant exempel är glyfosat som i dag ingår i godkända växtskyddsmedel i samtliga medlemsländer i EU, efter att tillståndet omprövats och förlängts med fem år under slutet av 2017 (KemI, 2018). Användningen av glyfosat i Sverige regleras av bland annat utspädning av medel som finns tillgängliga för konsumenter och särskilda regler för avstånd till brunnar och vattendrag för att undvika spridning. Växtskyddsmedel som innehåller glyfosat behöver efter 2018 få förnyat produktgodkännande av Kemikalieinspektionen för att få fortsätta användas och säljas i Sverige.

8.2 Dagvattenkvalitetsstrategier i Sverige

Flera av de 16 svenska miljökvalitetsmålen är indirekt eller direkt kopplade till behovet av en hållbar dagvattenhantering. Dessa är framför allt *God bebyggd miljö*, *Giftfri miljö*, *Levande sjöar och vattendrag* samt *Grundvatten av god kvalitet* (Miljömål.se, 2016). Nationella riktlinjer specifikt för dagvattenkvalitet saknas vilket gör att ansvaret till stor del ligger på de enskilda kommunerna, och att arbetet med dagvattenkvalitet skiljer sig åt runt om i landet. Nedan följer exempel på hur olika svenska kommuner arbetar med dagvattenkvalitet.

Många svenska kommuner ställer i dag krav på att dagvatten främst ska avledas med lokalt omhändertagande i områden med nybyggnationer. I Malmö stad (2008) används en klassificering av dagvatten från olika områden, och utifrån detta samt klassificering av recipienters känslighet bedöms behovet av rening. Vissa kommuner använder även någon form av riktlinjer för dagvattenkvalitet. I Göteborgs stad (2013) finns riktvärden för förorenade vatten till recipient för ett antal ämnen, däribland metallerna Cu, Pb och Zn samt PCB. Göteborgs stads riktvärden gäller för utsläppspunkt och baseras på prioriterade ämnen efter vattendirektivet, Naturvårdsverkets tidigare riktlinjer för sjöar och vattendrag samt miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten.

Även Tyresö kommun (2016) och Norrköpings kommun (2009) använder riktvärden för dagvattenkvalitet. Tyresös riktvärden baseras på riktvärden från bland annat StormTac och Naturvårdsverkets bedömningsgrund för recipienter. Norrköpings riktvärden baseras på riktvärden för dagvattenkvalitet som togs fram av Regionplane- och trafikkontoret i Stockholms läns landsting (2009). Stockholms stad har nyligen infört en åtgärdsnivå på 20 mm nederbörd som ska fördröjas och renas (Stockholms stad, 2017). Kravet på fördröjning gäller stora ombyggnads- och nybyggnadsprojekt.

8.3 Dagvatten i miljöcertifieringar

I linje med uppströmsarbete för att minimera eller helt förhindra uppkomsten av föroreningar i dagvatten har de senaste åren även miljöcertifieringar för byggnadsmaterial börjat ta hänsyn till dagvattenkvalitet. Byggvarubedömningen (2016) har i sina bedömningskriterier beaktat dagvatten genom rekommendationen att undvika *”Tak-, fasad- och avvattningsystem samt vattenrör, tankar och beredare m.m. som är i kontakt med betydande mängd vatten där urlakning sker av ämnen med egenskaper som omfattas av BVBs innehållskriterier, eller som definieras som särskilda förorenande ämnen (SFÄ) eller prioriterade ämnen i enlighet med EU:s ramdirektiv för vatten och HVMFS 2013:19”*. Man kommenterar att detta är relevant för produkter där koppar och zink kan urlakas. Även Svanenmärkningen för småhus, flerbostadshus och byggnader för skola och förskola (2016) tar dagvattenkvalitet i beaktande genom kriteriet att tak och fasadprodukter, inklusive takrännor och övriga tak- och fasadprodukter, inte får innehålla mer än 10 viktprocent koppar för att uppfylla miljömärkningen.

Utöver dessa bedömningsverktyg finns även BASTA och Sunda Hus som i sina kriterier tar hänsyn till kemikalieinnehållet i byggnadsmaterial, båda i enlighet med europeisk kemikalielagstiftning. Dessa bedömningskriterier tar dock i nuläget inte särskild hänsyn till utsläpp av ämnen till dagvatten.

9. Slutord

Under de senaste årtiondena har dagvatten fått allt större uppmärksamhet som en viktig spridningsväg av föroreningar som bidrar till försämrad ytvattenkvalitet. Dagvattnets komplexa innehåll av olika ämnen samt dess variation i tid och rum medför att det är svårt att göra generella bedömningar av dagvattens effekt på recipienter och funktionen hos dagvattenanläggningar. Dagvattnets påverkan på recipienten beror på årstid, plats och egenskaper hos recipienten.

Allt tyder på att komplexiteten kring dagvatten kommer att öka med tanke på de snabba förändringarna i samhället såsom förtätning av städerna, nya byggnadsmaterial och ämnen, nya fordon och drivmedel samt därtill pågående klimatförändringar med förändrat nederbördsmonster. Vi måste redan i dag ta hänsyn till dessa förändringar när vi planerar och bygger våra samhällen och VA-system.

Trots att vi känner till dagvattnets betydelse för ytvattenkvalitet finns det i dag inga nationella riktlinjer för hur dagvatten ska hanteras, vilket medför att arbetet med dagvattenkvalitet varierar stort runt om i landet. Arbetet med att förbättra dagvattnets kvalitet kan utföras på olika plan: uppströmsarbete, lagstiftning och praktiska åtgärder. Några exempel är val av byggnadsmaterial, gatusopning, drift- och underhållsåtgärder som exempelvis tömning av rännstensbrunnar samt val av behandlingsanläggningar.

Dagvattenanläggningar byggs i ökad takt och redan nu är det viktigt att ansvaret för dessa anläggningar klargörs. Annars riskerar vi att föroreningar ackumuleras och glöms bort. Det är de små och medelstora regnen som transporterar de stora föroreningsmängderna. Därför måste behandlingsanläggningarna ur ett kvalitetsperspektiv inte dimensioneras för att omhänderta de större regnen. Däremot är det viktigt att säkra dessa anläggningar för att inte riskera att de föroreningar som ackumulerats sköljs med vid höga flöden och blir en källa. Även dagvattensystemets utformning påverkar var föroreningarna initialt hamnar – i ytvatten, grundvatten eller mark. Beroende på kemiska förhållandena, till exempel pH, redox och saltinnehåll, kan föroreningarna frigöras och transporteras vidare och därmed bli mer biotillgängliga.

Hur kan man egentligen bedöma föroreningsinnehållet i dagvatten? Både provtagning och modellering av dagvattenkvalitet har sina brister – så vad är ”det sanna” värdet? Provtagning kan svara på vad vi har här och nu under förutsättning att den har utförts på rätt sätt, men det är kostsamt, tidskrävande och orimligt att prova i alla lägen. Modellering kan hjälpa oss att planera för framtiden, jämföra effekterna av olika åtgärder och identifiera föroreningskällor till specifika recipienter. Dagvattenanläggningarna byggs ut och intresset för dagvattnets betydelse för recipienterna ökar samtidigt som det sker en snabb utveckling av sensortekniker. Det här gör att vi kan förvänta oss en spännande framtid med online-mätningar av dagvattenkvalitet.

10. Referenser

- Adachi, K., & Tainosho, Y. (2004). Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environment International* 30, 1009–1017.
- Ahlman, S. (2006). *Modelling of Substance Flows in Urban Drainage Systems*. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, Sverige.
- Alvarez, D.A. (1999). *Development of an integrative sampling device for hydrophilic organic contaminants in aquatic environments*. Doktorsavhandling, University of Missouri-Columbia, Columbia, MO, USA.
- Amneklev, J., Augustsson, A., Sörme, L., & Bergbäck, B. (2017). Monitoring urban copper flows in Stockholm, Sweden. *Journal of Industrial Ecology* 21(4), 903–912.
- Andersson Wikström, A., Österlund, H., & Viklander, M. (2016). Size fractionation of dissolved metals in stormwater in Umeå, Sweden. *International conference NovaTech*, Lyon, Frankrike, 28/06/2016 – 01/07/2016.
- Andersson Wikström, A., Österlund, H., Hedström, A., & Viklander, M. (2015). The release of pollutants from roofing materials in laboratory experiments. *17th IWA International Conference on Diffuse Pollution and Eutrophication*, Berlin, Tyskland.
- Andersson, Å., & Strömvall A.-M. (2001). Leaching of concrete admixtures containing thiocyanate and resin acids. *Environmental Science and Technology*, 4, 788-793.
- Andersson, M., Ottesen, R.T., & Volden, T. (2004). Building materials as a source of PCB pollution in Bergen, Norway. *Science of the Total Environment*, 325(1–3), 139–144.
- Arnesson, P., Roslund, J., & Tilja, M. (2012). *Geografiskt tillsynsprojekt: Hackefors industriområde*. Linköpings kommun Miljökontoret, rapport, dnr 2011:002852.
- AU EPA Victoria (2009). *Industrial waste resource guidelines: sampling and analysis of waters, wastewaters, soil and wastes*. Publication nr IWRG701, EPA Victoria. [available at www.epa.vic.gov.au]
- Bach, P.M., McCarthy, D.T., & Deletic, A. (2010). Redefining the stormwater first flush phenomenon. *Water Research* 44, 2487–2498.
- Ball, D.J., Hamilton, R.S., & Harrison, R.M. (1991) The influence of high-way related pollutants on environmental quality. In: *Highway Pollution*, Hamilton, R.S and Harrison, R.M. (ed.), Elsevier, Netherlands.
- Beck, M.B. (1987). Water quality modeling: A review of the analysis of uncertainty. *Water Resources Research*, 23(8), 1393–1442.

- Bergbäck, B., Johansson, K., & Mohlander, U. (2001). Urban metal flows – a case study of Stockholm. Review and conclusions. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1(3–4), 3–24.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Chebbo, G., & Saget, A. (1998). Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research*, 32 (8), 2341–2356.
- Bilotta, G. S., & Brazier, R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42(12), 2849–2861.
- Birch, G.F., & Scollen, A. (2003). Heavy metals in road dust, gully pots and parkland soils in a highly urbanised sub-catchment of Port Jackson, Australia. *Australian Journal of Soil Research* 41 (7), 1329–1342.
- Björklund, K. (2011). *Sources and fluxes of organic contaminants in urban runoff*. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, Sverige.
- Björklund, K., Cousins, A. P., Strömvall, A., och Malmqvist, P. (2009). Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of the Total Environment*, 407(16), 4665–4672.
- Björklund, K., Malmqvist, P., & Strömvall, A. (2007). *Källor till och flöden av ftalater och nonylfenoler i Stockholms dagvatten*. Stockholms stad.
- Björklund-Blom, L., Morrison, G.M., Kingston, J., Mills, G., Greenwood, R., Pettersson, T.J.R., & Rauch, S. (2002) Performance of an in situ passive sampling device for Waschbusch metals in stormwater. *Journal of Environmental Monitoring*, 4, 258–262.
- Blecken, G. (2016). *Kunskapssammanställning: Dagvattenrening*. SVU-rapport Nr 2016-05, Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm.
- Bollmann, U.E., Vollertsen, J., Carmeliet, J., & Bester, K. (2014). Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment - concentrations, mass loads and emission processes. *Water Research*, 56, 66–76.
- Borris, M., Leonhardt, G., Marsalek, J., Österlund, H., & Viklander, M. (2016a). Source-based modeling of urban stormwater quality response to the selected scenarios combining future changes in climate and socio-economic factors. *Environmental Management*, 58(2), 223–237.
- Borris, M., Österlund, H., Marsalek, J., & Viklander, M. (2016b). Contribution of coarse particles from road surfaces to dissolved and particle-bound heavy metal loads in runoff: A laboratory leaching study with synthetic stormwater. *Science of the Total Environment* 573, 212–221.
- Borris, M., Österlund, H., Marsalek, J., & Viklander, M. (2017). An exploratory study of the effects of stormwater pipeline materials on transported stormwater quality. *Water Science and Technology*, 76(2), 247–255.

- Borris, M., Viklander, M., Gustafsson, A., & Marsalek, J. (2013). Simulating future trends in urban stormwater quality for changing climate, urban land use and environmental controls. *Water Sci Technol*, 68(9), 2082–2089.
- Borris, M., Viklander, M., Gustafsson, A., & Marsalek, J. (2014). Modelling the effects of changes in rainfall event characteristics on TSS loads in urban runoff. *Hydrological Processes*, 28(4), 1787–1796.
- Brandt, H.C.A., & De Groot, P. C. (2001). Aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from bitumen and asphalt. *Water Research*, 35(17), 4200–4207.
- Bressy, A., Gromaire, M., Lorgeoux, C., & Chebbo, G. (2011). Alkylphenols in atmospheric depositions and urban runoff. *Water Science and Technology*, 63(4), 671–679.
- Brezonik, P. L., & Stadelmann, T. H. (2002). Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the twin cities metropolitan area, minnesota, USA. *Water Research*, 36(7), 1743–1757.
- Brown, J. N., & Peake, B. M. (2006). Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the Total Environment*, 359(1–3), 145–155.
- Brunström, B., & Larsson, Å. (2008). Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatiska miljöer. *Naturvårdsverket Rapport 5810*, 1–104.
- Buffle, J., Perret, D., & Newman, M. (1992). *The use of filtration and ultrafiltration for size fractionation of aquatic particles, colloids, and macromolecules*. Kap 10 i J. Buffle, och H. Van Leeuwen Environmental particles vol. 1, Lewis Publisher Inc.
- Burkhardt, M., Kupper, T., Hean, S., Haag, S., Schmid, P., Kohler, M., & Boiler, M. (2007). *Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems* doi:10.2166/wst.2007.807
- Burton Jr, G. A., & Pitt, R. (2001). *Stormwater effects handbook: A toolbox for watershed managers, scientists, and engineers* CRC Press.
- Butler, D., Digman, C., Makropoulos, C. & Davies, J. W. (2018). *Urban Drainage* (4:e uppl.) Boca Raton, FL: CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Byggvarubedömningen (2016). Byggvarubedömningens kriterier för innehåll och livscykelaspekter. Hämtad från <https://byggvarubedomningen.se/globalassets/information/kriterier-2016.pdf>
- Campbell, P.G.C. (1995). *Interactions between trace metals and aquatic organisms: A critique of the free-ion activity model*. Kap 2 i: Tessier A. och Turner D.R., Metal speciation and bioavailability in aquatic systems vol. 3, John Wiley & sons, Chichester, England.

- Chambers, P. A., Allard, M., Walker, S. L., Marsalek, J., Lawrence, J., Servos, M., Busnarda, J., Munger, K. S., Adare, K., Jefferson, C., Kent, R. A., & Wong, M. P. (1997). Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: A review. *Water Quality Research Journal of Canada*, 32(4), 659–713.
- Chang, M., McBroom, M.W., & Scott Beasley, R. (2004). Roofing as a source of nonpoint water pollution. *Journal of Environmental Management* 73 (4), 307–315.
- Charbeneau, R. J., & Barrett, M. E. (1998). Evaluation of methods for estimating stormwater pollutant loads. *Water Environment Research*, 70(7), 1295–1302.
- Charters, F. J., Cochrane, T. A., & O’Sullivan, A. D. (2016). Untreated runoff quality from roof and road surfaces in a low intensity rainfall climate. *Science of the Total Environment*, 550, 265–272.
- Chigbu, P., & Sobolev D. (2007). *Bacteriological analysis of water*, i: Handbook of water analysis, red., Nollet L.M.L., De Geider, L.S.P., 2:a uppl., CRC Press: Baton Rouge, USA.
- Clark, S.E., & Pitt, R. (2012). Targeting treatment technologies to address specific stormwater pollutants and numeric discharge limits. *Water Research* 46, 6715–6730.
- Councell, T. B., Duckenfield, K. U., Landa, E. R., & Callender, E. (2004). Tire-wear particles as a source of zinc to the environment. *Environmental Science and Technology*, 38(15), 4206–4214.
- Crabtree, R., Garsdal, H., Gent, R., Mark, O., & Dorge, J. (1994). Mousetrapp – A deterministic sewer flow quality model. *Water Science and Technology*, 30(1 pt 1), 107–115.
- Czemiel Berndtsson, J. (2014). Storm water quality of first flush urban runoff in relation to different traffic characteristics. *Urban Water Journal*, 11(4), 284–296.
- Davis, A. P., Shokouhian, M., & Ni, S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44(5), 997–1009.
- De Schampelaere, K. A., & Janssen, C. R. (2004). Effects of dissolved organic carbon concentration and source, pH, and water hardness on chronic toxicity of copper to daphnia magna. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(5), 1115–1122.
- Deletic, A. (1998). The first flush load of urban surface runoff. *Water Research* 32 (8), 2462–2470.
- DHI (2002). *MOUSE surface runoff models reference manual*. Horsoml, Danmark: Danska hydrologiska institutet, DHI Software.
- Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council establishing a framework for the community action in the field of water policy, (2000).

- Doherty, J., & Johnston, J. M. (2003). Methodologies for calibration and predictive analysis of a watershed model. *Journal of the American Water Resources Association*, 39, 251–265.
- Dotto, C. B., Mannina, G., Kleidorfer, M., Vezzaro, L., Henrichs, M., McCarthy, D. T., Freni, G., Rauch, W., & Deletic, A. (2012). Comparison of different uncertainty techniques in urban stormwater quantity and quality modelling. *Water Research*, 46(8), 2545–2558.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin* 104 (1–2), 290–293.
- ECB (2002). *Risk assessment report: 4-nonylphenol (branched) and nonylphenol*. (EUR 20387 EN). Office for Official Publications of the European Communities: Luxembourg.
- Eckhardt, J.D., & Schaefer, J. (1999). Platinum-group-metals emitted from automobile converters and the distribution in the environment. *J. Conf. Abs.* 4:1, p. 565.
- Egodawatta, P., Ziyath, A.M., & Goonetilleke, A. (2013). Characterising metal build-up on urban road surfaces. *Environmental Pollution* 176, 87–91.
- Ellis, J. B., & Revitt, D. M. (2008). Quantifying diffuse pollution sources and loads for environmental quality standards in urban catchments. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 8(5-6), 577–585.
- Ellis, J.B., & Revitt, D.M. (1991). Drainage from roads: control and treatment of highway runoff. Report NRA 4304/MID.012, Technical Services Administration, London.
- El-Shenawy, N. (2010). Comparing the passive and active sampling devices with biomonitoring of pollutants in Langstone and Portsmouth harbour, UK. *Journal of Environmental Science and Technology* 3 (1), 1–17
- Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., & Mikkelsen, P.S. (2007). Selected stormwater priority pollutants – a european perspective. *Science of the Total Environment*, 383(1), 41–51.
- EU. (2013). *Environmental quality standards in the field of water policy*. Directive 2013/105/EC of the European parliament and of the council of 12 August 2013. Official Journal of the European Union
- European Commission, 1998. 98/83/EC of 3 November 1998 on the Quality of Water Intended for Human Consumption. OJ L330/32.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy.

European Commission, 2006. Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 Concerning the Management of Bathing Water Quality and Repealing Directive 76/160/EEC.

Frias, J.P.G.L., Sobral, P., & Ferreira, A.M. (2010). Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin* 60 (11), 1988–1992.

Fuchs, S., Scherer, U., & Hillenbrand, T. (2006). Sources and pathways of heavy metals in urban areas. *Proceeding of IWA World Water Congress and Exhibition*, Beijing.

Färm, C. (2003). Pollution reduction in storm water using detention ponds and constructed filters. Doktorsavhandling 2003:4. Institutionen för samhällsteknik, Mälardalens högskola.

Galfi, H. (2014). *Suspended solids and indicator bacteria in stormwater runoff: Sources of bias in field measurements*, licentiatuppsats, Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser, Luleå tekniska universitet.

Galfi, H., Österlund, H., Marsalek, J., & Viklander, M. (2017). Mineral and anthropogenic indicator inorganics in urban stormwater and snowmelt runoff: Sources and mobility patterns. *Water, Air and Soil Pollution* 228 (7), 263.

Galfi, H., Österlund, H., Marsalek, J., & Viklander, M. (2016). Indicator bacteria and associated water quality constituents in stormwater and snowmelt from four urban catchments. *Journal of Hydrology*, 539, 125–140.

Gasperi, J., Sebastian, C., Ruban, V., Delamain, M., Percot, S., Wiest, L., Mirande, C., Caupos, E., Demare, D., & Kessoo, M. D. K. (2014). Micropollutants in urban stormwater: Occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(8), 5267–5281.

German, J. (2001). Stormwater sediments, removal and characteristics, Licentiatuppsats, Institutionen för vatten, miljö och transport, Chalmers tekniska högskola.

Gilbreath, A. N., & McKee, L. J. (2015). Concentrations and loads of PCBs, dioxins, PAHs, PBDEs, OC pesticides and pyrethroids during storm and low flow conditions in a small urban semi-arid watershed. *Science of the Total Environment*, 526, 251–261.

Gnecco, I., Sansalone, J.J., & Lanza, L.G. (2008). Speciation of zinc and copper in stormwater pavement runoff from airside and landside aviation land uses. *Water, Air and Soil Pollution*, 192, 321–336.

Göbel, P., Dierkes, C., & Coldewey, W. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91(1), 26–42.

- Gromaire, M.C., Garnaud, S., Saad, M., & Chebbo, G. (2001). Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water Research* 35(2), 521–533.
- Guart A., Bono-Blay, F., Borrell, A., & Lacorte, S. (2011). Migration of plasticizers phthalates, bisphenol A and alkylphenols from plastic containers and evaluation of risk, *Food Additives & Contaminants: Part A*, 28:5, 676–685.
- Hall, G.E.M., Vaive, J.E., Beer, R., & Hoashi, M. 1996a. Selective leaches revisited, with emphasis on the amorphous Fe oxyhydroxide extraction. *Journal of Geochemical Exploration*, 56, 59–78.
- Hall, G.E.M., Vaive, J.E., & MacLaurin, A.L. 1996b. Analytical aspects of the application of sodium pyrophosphate reagent in the specific extraction of the labile organic component of humus and soils. *Journal of Geochemical Exploration* 56, 23–36.
- Harman, C., Allan I.J., & Vermeirssen E.L.M (2012). Calibration and use of the polar organic chemical integrative sampler: a critical review. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31(12) 2724–2738.
- Harmel, D., Wagner, K., Martin, Smith, D., Wanjugi, P., Gentry, T., Gregory, L., & Hendon, T. (2016). Effects of field storage method on *E. Coli* concentrations measured in storm water runoff. *Environmental monitoring and assessment*, 188(3) 170.
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., & Taylor, S. L. (2004). The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental Management*, 34(1), 112–124.
- He, J., Valeo, C., Chu, A., & Neumann, N. F. (2011). Stormwater quantity and quality response to climate change using artificial neural networks. *Hydrological Processes*, 25(8), 1298–1312.
- He, W., Odnevall Wallinder, I., & Leygraf, C. (2001). A laboratory study of copper and zinc runoff during first flush and steady-state conditions. *Corrosion Science*, 43, 127–146.
- Helmreich, B., Hilliges, R., Schriewer, A., & Horn, H. (2010). Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere*, 80(9), 991–997.
- Henriksson, L. (2013). *Renare dagvatten från kvarteret Brännugnen*, examensarbete Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära.
- Hillenbrand, T., Toussaint, D., Böhm, E., Fuchs, S., Scherer, U., Rudolphi, A., & Kotz, C. (2005). *Discharges of copper, zinc and lead to water and soil-analysis of the emission pathways and possible emission reduction measures*. (No. 202). Berlin, Germany: Federal Environmental Agency.
- Hites, R. A., & Biemann, K. (1972). Water pollution: Organic compounds in the Charles river, Boston. *Science*, 178(4057), 158–160.

- Hjortenkrans, D. S., Bergbäck, B. G., & Häggerud, A. V. (2007). Metal emissions from brake linings and tires: Case studies of stockholm, sweden 1995/1998 and 2005. *Environmental Science & Technology*, 41(15), 5224–5230.
- Hochmuth, G., Nell, T., Unruh, J.B., Trenholm, L., & Sartain, J. (2012). Potential unintended consequences associated with urban fertilizer bans in Florida – a scientific review. *HortTechnology* 22 (5), 600–616.
- Hoffman, E., Mills, G., Latimer, J., & Quinn, J. (1984). Urban Runoff as a Source of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Coastal Waters. *Environmental Science and Technology*. 18, 580–587.
- Horkeby, B., & Malmquist, P. (1977). Microsubstances in urban storm-water. *Effects of Urbanization and Industrialization on the Hydrological Regime and on Water Quality*, 252–264.
- Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of the Total Environment*, 541, 895–919.
- Huber, W. C. (1986). Deterministic modeling of urban runoff quality. *Urban runoff pollution* (ss. 167-242) Springer.
- Huber, W. C., & Dickinson, R. E. (1988). *Storm water management model, version 4, part A. user's manual*. (No. EPA/600/3-88/001a). Athens, Georgia: US EPA.
- Hvitved-Jacobson, T., & Yousef, Y. A. (1991). Highway runoff quality, environmental impacts and control. I: R. S. Hamilton och R. M. Harrison (Eds.), *Highway pollution* (ss. 166-203) Elsevier: Netherlands.
- IDEXX Laboratories (2015). Colilert procedure, IDEXX Laboratories, Maine, USA.
- Ingri, J. (2012). Introduktion i miljögeokemi, Studentlitteratur AB, Lund.
- Jacobson, H., Forsberg, Å., & Odelström, T. (2006). Dagvattenkvaliteten i anslutning till hamnområdet i Västerås. *Vatten*, 62, 149–159.
- Jartun, M., Ottesen, R. T., Steinnes, E., & Volden, T. (2009). Painted surfaces – important sources of polychlorinated biphenyls (PCBs) contamination to the urban and marine environment. *Environmental Pollution*, 157(1), 295–302.
- Jolley, D., Mason, S., Gao, Y., & Zhang, H. (2016). Practicalities of working with DGT, kap 10 i: *Diffusive gradients in thin films for environmental measurements*, red. Davison W., Cambridge University Press, Padstow, Cornwall, Storbritannien.
- Junestedt, C., Cerne, O., Ek, M., Solyom, P., & Palm, A. (2004). *Karakterisering av utsläpp. Jämförelse av olika utsläpp till vatten*. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, Rapport B, 1544
- Karlsson, K., & Viklander, M. (2008a). Trace metal composition in water and sediment from catch basins. *Journal of Environmental Engineering*, 134(10), 870–878.

- Karlsson, K., & Viklander, M. (2008b). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in water and sediment from gully pots. *Water Air and Soil Pollution*, 188, 271–282.
- Karlsson, K. (2009). *Characterisation of pollutants in stormwater treatment facilities*. Doktorsavhandling, Luleå tekniska universitet, Luleå.
- Karyhanian, M. (2012). Trend and concentrations of legacy lead (Pb) in highway runoff. *Environmental Pollution*, 160, 169–177.
- KemI. (2011). Användning av bly i Sverige. Hämtad från <http://www3.kemi.se/sv/Innehall/Statistik/Kortstatistik/Kortstatistik-over-amnen-och-amnesgrupper/Anvandning-av-bly-i-Sverige/>
- KemI. (2014). Kartläggning av ftalater i varor i Sverige. Kemikalieinspektionen.
- KemI. (2015). Alkylfenoler och deras derivat. Hämtad från <http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/alkylfenoler-och-deras-derivat>
- KemI. (2015a). Alkylfenoler och deras derivat. Retrieved from <http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/alkylfenoler-och-deras-derivat2016>
- KemI. (2015b). *Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ*. (Nr. 6/15). Kemikalieinspektionen.
- KemI. (2017). Högfluorerade ämnen: PFAS. Hämtad från <https://www.kemi.se/om-kemikalieinspektionen/verksamhet/handlingsplan-for-en-giftfri-vardag/hogfluorerade-amnen-pfas>
- KemI. (2018). Växtskyddsmedel som innehåller glyfosat. Hämtad från <https://www.kemi.se/bekämpningsmedel/vaxtskyddsmedel/verksamma-amnen-i-vaxtskyddsmedel/vaxtskyddsmedel-som-innehaller-glyfosat>
- Krein, A., & Schorer, M. (2000) Road runoff pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons and its contribution to river sediments *Water Research*, 34 (16), 4110–4115.
- Langeveld, J.G., Boogaard, F., Liefing, H.J., Schilperoort, R.P.S. Hof, A., Nijhof, H., de Ridder, A.C., & Kuiper, M.W. (2014). Selection of monitoring locations for storm water quality assessment, *Water Science and Technology* 96(12,) 2397–2406.
- Langeveld, J.G., Liefing, H. J., & Boogaard, F.C. (2012). Uncertainties of stormwater characteristics and removal rates of stormwater treatment facilities: Implications for stormwater handling. *Water Research*, 46, 6868–6880.
- Larm, T. (2000a). Watershed-based design of stormwater treatment facilities: Model development and applications.
- Larm, T. (2000b). Stormwater quantity and quality in a multiple pond-wetland system: Flemingsbergsviken case study. *Ecological Engineering*, 15(1-2), 57–75.

- Larm, T. (2016). Schablonhalter StormTac.
- Larm, T. 1994. Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling. VAV rapport 1994-06, ISBN 91-88392-80-5.
- Laxen, D. P. H., & Harrison, R. M. (1977). The highway as a source of water pollution: An appraisal with the heavy metal lead. *Water Research*, 11(1), 1–11.
- Lee, H., Swamikannu, X., Radulescu, D., Kim, S., & Stenstrom, M. (2007). Design of stormwater monitoring programs. *Water Research* 41(18), 4186–4196.
- Lee, J., Bang, K., Ketchum, L., Choe, J., & Yu, M. (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *Science of the Total Environment* 293(1–3), 163–175.
- Leecaster, M.K., Schiff, K., & Tiefenthaler, L.L. (2002). Assessment of efficient sampling designs for urban stormwater monitoring. *Water Research*, 36, 1556–1564.
- LeFevre, G. H., Paus, K.H., Gulliver, J.S., Novak, P.J., & Hozalaski R.M. (2015). Review of dissolved pollutants in urban storm water and their removal and fate in bioretention cells. *Journal of Environmental Engineering* 141(1) 04014050, 1–23.
- Lindgen, Å. (1998) *Road Construction Materials as a Source of Pollutants*. PhD thesis at Department of Environmental Engineering, Luleå University of Technology.
- Liu, A., Goonetilleke, A., & Egodawatta, P. (2012). Inadequacy of land use and impervious area fraction for determining urban stormwater quality. *Water Resources Management*, 26(8), 2259–2265.
- Liu, A., Goonetilleke, A., & Egodawatta, P. (2015). *Role of rainfall and catchment characteristics on urban stormwater quality*. Springer Singapore.
- Luan, H., & Vadas, T. M. (2015). Size characterization of dissolved metals and organic matter in source waters to streams in developed landscapes. *Environmental Pollution*, 197, 76–83.
- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J., & Voisin, A. (2016). *Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment*. (No. C 183). Stockholm, Sverige: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Mahbub, P., Goonetilleke, A., Ayoko, G. A., & Egodawatta, P. (2011). Effects of climate change on the wash-off of volatile organic compounds from urban roads. *Science of the Total Environment*, 409(19), 3934–3942.
- Makepeace, D. K., Smith, D. W., & Stanley, S. J. (1995). Urban stormwater quality: Summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25(2), 93–139.

- Malmö stad. (2008). *Dagvattenstrategi för Malmö*.
- Malmqvist, P.-A. (1983). Urban stormwater pollutant sources. *Chalmers tekniska högskola, Doktorsavhandling*.
- Malmqvist, P.-A., Svensson, G., & Fjellström, C. (1994). *Dagvattnets sammansättning*. (No. 1994:11). Stockholm: Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV.
- Mancinelli, E., Baltreinaite, E., Baltrenas, P., Paliulis, D., Passerini, G., & Almas, A.R. (2015). Trace metal concentration and speciation in storm water runoff on impervious surfaces. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 23(1), 15–27.
- Marsalek, J. (1976). Testing of the storm water management model of US EPA. Proceedings of the *Conference on Environmental Modeling and Simulation*, Cincinnati, OHIO, USA, 19–22 april.
- Marsalek, J. (1974). *Instrumentation for field studies of urban runoff*. Environment Canada, Research Report 42, Ottawa, Ontario.
- Marsalek, J., & Rochfort, Q. (2004). Urban wet-weather flows: sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67(20-22), 1765–1777.
- Marsalek, J., Barnwell, T.O., Geiger, W., Grottker, M., Huber, W.C., Saul, A.J., Schilling, W., & Torno, H.C. (1993). Urban drainage systems: design and operation. *Water Science and Technology*, 27, 31–10.
- Marsalek, J., Jimenez-Cisneros, B., Karamouz, M., Malmquist, P., Goldenfum, J., & Chocat, B. (2008). *Urban water cycle processes and interactions*, Taylor & Francis.
- Masterson, J.P., & Bannerman, R.T. (1994). *Impacts of stormwater runoff on urban streams in Milwaukee county, Wisconsin*. Wisconsin Department of Natural Resources Project Report. Grant Number CP995252-01.
- McKenzie, E. R., & Young, T. M. (2013). A novel fractionation approach for water constituents-distribution of storm event metals. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 15(5), 1006–1016.
- Meland, S., Borgström, R., Heier, L. S., Rosseland, B. O., Lindholm, O., & Salbu, B. (2010). Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small norwegian stream. *Science of the Total Environment*, 408(19), 4107–4117.
- Mikkelsen, P. S., Hafliger, M., Ochs, M., Jacobsen, P. Tjell, J. C., & Boller, M. (1997). Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater – A case study, *Water Science and Technology*, 36(8-9), 325–330.
- Mikkelsen, P. S., Weyer, G., Berry, C., Waldent, Y., Colandini, V., Poulsen, S., Grothmann, D., & Rohlfing, R. (1994). Pollution from urban stormwater infiltration. *Water Science and Technology*, 29(1–2), 293–302.

- Miljöförvaltningen Göteborgs stad. (2013). *Miljöförvaltningens riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten*. Göteborgs stad.
- Miljömål.se. (2016). Sveriges miljömål. Hämtad från <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/2016>
- Mitchell, G. (2005). Mapping hazard from urban non-point pollution: A screening model to support sustainable urban drainage planning. *Journal of Environmental Management*, 74(1), 1–9.
- Morrison, M. A., & Benoit, G. (2005). Temporal variability in physical speciation of metals during a winter rain-on-snow event. *Journal of Environmental Quality* 34(5), 1610–1619.
- Mortimer, M., Müller, J.F., & Liess, M. (2007). Sampling methods in surface waters, i: *Handbook of water analysis*, red., Nollet L.M.L., De Geider, L.S.P., 2:a uppl., CRC Press: Baton Rouge, USA.
- Mourad M., Bertrand-Krajewski J.-L., & Chebbo, G. (2005). Sensitivity to experimental data of pollutant site mean concentration in stormwater runoff. *Water Science and Technology*, 51(2) 155–162.
- Mummullage S., Egodawatta, P., Ayoko, G., & Goonetilleke, A. (2016). Use of physicochemical signatures to assess the sources of metals in urban road dust. *Science of the Total Environment*, 541, 1303–1309.
- Naturvårdsverket (2017). *Utsläpp i siffror: utsläpp av näringsämnen*. Hämtad från <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Utslapp-till-vatten/Dataunderlag/Utslapp-av-naringsamnen/>
- Naturvårdsverket (2007a). *Oavsiktligt bildade ämnens hälso-och miljörisker – en kunskapsöversikt*. (Nr. 5736). Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2007b). *Vilka halter av miljöfarliga ämnen hittar vi i miljön? Miljöövervakningens screeningprogram 2005–2007*. (Nr. 5744). Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2009). *Vilka halter av miljöfarliga ämnen hittar vi i miljön? Resultat från miljöövervakningens screeningprogram 2006–2008*. (Nr. 6301). Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2013). Vägsaltanvändning. Hämtad från <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=136&pl=1>
- Naturvårdsverket (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel*. (Nr. 6709). Naturvårdsverket.
- Neary, K., & Boving, T.B. (2011). The fate of the aqueous phase polycyclic aromatic hydrocarbon fraction in a detention pond system. *Environmental Pollution*, 159, 2882–2890.
- Nordisk Miljömärkning (2016). *Svanenmärkning av småhus, flerbostadshus och byggnader för skola och förskola*. (Nr. 3). Nordisk miljömärkning.

- Nordqvist, K., Galfi, H., Österlund, H., Marsalek, J., Westerlund, C., & Viklander, M. (2014). Measuring solids concentrations in urban stormwater and snowmelt: a new operational procedure. *Environmental Science Processes & Impacts*, 16(9), 2172–2183.
- Norrköpings kommun (2009). *Riktlinjer för dagvattenhantering*.
- Novotny, V., Muehring, D., Zitomer, D.H., Smith, D., & Facey, R. (1998). Cyanide and metal pollution by urban snowmelt: impact of de-icing compounds. *Water Science and Technology*, 38(10): 223–230.
- Novotny, V., Smith, D., Kuemmel, D., Mastriano, J., & Bartosova, A. (1999). *Urban and highway snowmelt: minimizing the impact on receiving water*. Final Report, Water Environment Research Foundation, ISBN 0-9662553-9-9.
- Ojala, L., & Mellqvist, E. (2004). Vägsalt – användning och påverkan på grundvattnet. *SGU Rapport 2004*, 13
- Petersson, G. (2006). *Kemisk miljövetenskap* (6: e upplagan) Chalmers University of Technology.
- Pettersson T.J.R., German J., & Svensson G. (1999). Pollutant removal efficiency in two stormwater ponds in Sweden. In: *Proceedings of the 8th International Conference on Urban Storm Drainage*, Joliffe I. B. and Ball J. E. (Eds), 866–873.
- Pettersson, T.J.R. (1999). Stormwater pond for pollution reduction. PhD-thesis, Dept. of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden.
- Pirzadeh, P., Nihlen, C., & Kylmä, M. (2015). *Dagvatten i Helsingborgs stad: En undersökning av miljöfarliga ämnen*. Länsstyrelsen Skåne.
- Pitt, R., Field, R., Lalor, M., & Brown, M. (1995). Urban stormwater toxic pollutants: Assessment, sources, and treatability. *Water Environment Research*, 67(3), 260–275.
- Pitt, R., Maestre, A., & Morquecho, R. (2004). *The national stormwater quality database (NSQD, version 1.1)*. <http://rpitt.eng.ua.edu/Research/ms4/Paper/Mainms4paper.html>: Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of Alabama, Tuscaloosa, AL.
- Rauch, R., Morrison, G.M., & Molodovan, M. (2002). Scanning laser ablation-ICP-MS tracking of platinum group elements in urban particles. *The Science of the Total Environment*, 286, 243–251.
- Rauch, S., Lu, M., & Morrison, G. (2001). Heterogeneity of platinum group metals in airborne particles. *Environmental Science and Technology*, 35, 595–599.
- Rauch, W., Bertrand-Krajewski, J., Krebs, P., Mark, O., Schilling, W., Schütze, M., & Vanrolleghem, P. A. (2002). Deterministic modelling of integrated urban drainage systems. *Water Science and Technology*, 45(3), 81–94.

- Regionplane- och trafikkontoret. (2009). *Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp*. Stockholms läns landsting.
- Reinosdotter, K., & Viklander, M. (2007). Road salt influence on pollutant releases from melting urban snow. *Water Quality Research Journal of Canada*, 42(3), 153–161.
- Reinosdotter, K., & Viklander, M. (2006). Handling of urban snow with regard to snow quality. *Journal of Environmental Engineering*, 132(2), 271–278.
- Rentz, R., & Öhlander, B. (2012). Urban impact on water bodies in the Lulea area, northern Sweden, and the role of redox processes. *Hydrology Research*, 43(6), 917–932.
- Rodriguez, F., Andrieu, H., & Zech, Y. (2000). Evaluation of a distributed model for urban catchments using a 7-year continuous data series. *Hydrological Processes*, 14(5), 899–914.
- Rogge, W. F., Hildemann, L. M., Mazurek, M. A., Cass, G. R., & Simoneit, B. R. T. (1993). Source of fine organic aerosol. 3. Road dust, tire debris, and organometallic brake lining dust: Roads as sources and sinks, *Environmental Science and Technology*, 27(9), 1892–1904.
- Rossman, L.A. (2009). *Storm Water Management Model User's Manual*. EPA/600/R-05/040, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA.
- Sadler, R., Delamont, C., White, P., & Connell, D. (1999) Contaminants in soil as a result of leaching from asphalt. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 68, 71–81.
- Saget, A., Chebbo, G., & Bertrand-Krajewski, J.-L. (1996). The first flush in sewer systems. *Water Science and Technology*, 33(9), 101–108.
- Sansalone, J.J., & Buchberger, S.G. (1997). Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. *Journal of Environmental Engineering*, 123(2), 134–143.
- Schillinger, J. E., & Gannon, J. J. (1985). Bacterial adsorption and suspended particles in urban stormwater. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 384–389.
- Selbig, W.R. (2016). Evaluation of leaf removal as a means to reduce nutrient concentrations and loads in urban stormwater. *Science of the Total Environment*, 571, 124–133.
- Shaver, E., Horner, R., Skupien, J., May, C., & Ridley, G. (2007). *Fundamentals of urban runoff management: Technical and institutional issues*. (2:a uppl.). The North American Lake Management Society (NALMS).
- Simione, F.P., & Brown, E.M. (1991). *ATCC Preservation Methods: Freezing and Freeze Drying*. American Type Culture Collection, 2:a uppl, Rockville, Maryland.

- Smolders, E., & Degryse, F. (2002). Fate and effect of zinc from tire debris in soil. *Environmental Science and Technology*, 36, 3706–3710.
- Sriyaraj, K., & Shutes, R.B.E. (2001). An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. *Environment International*, 26, 433–439
- SS-EN 872:2005 (2005). *Vattenundersökningar – bestämning av suspenderade ämnen – Metod baserad på filtrering genom glasfiberfilter*, SIS Swedish Standard Institute.
- SS-EN ISO 10523:2012 (2012). *Vattenundersökningar – Bestämning av pH-värde i vatten*, SIS Swedish Standard Institute.
- Stachel, B., Holthuis, J., Schulz, W., Seitz, W., Weber, W. H., Tegge, K., & Dobner, I. (2010). Treatment techniques and analysis of stormwater run-off from roads in Hamburg, Germany. *Xenobiotics in the urban water cycle* (pp. 445–461) Springer.
- Stockholms stad (2017). Dagvattenhantering: Åtgärdsnivå vid ny- och större ombyggnation. Version 1.1.
- Strömwall, A.-M., Norin, M., & Pettersson, T. (2007). *Organic contaminants in urban sediments and vertical leaching in road ditches*. In: Morrison G.M., Rauch S. (eds) Highway and Urban Environment. Alliance For Global Sustainability Bookseries, vol 12. Springer, Dordrecht.
- Stuer-Lauridsen, F. (2005). Review of passive accumulation devices for monitoring organic, *Environmental Pollution*, 136, 503–524.
- Sundt, P., Schulze, P.-E., & Syversen, F. (2014). *Sources of microplastic pollution to the marine environment*. Report no: M-321:2015 Norska Miljödiktoratet.
- Svenskt Vatten (2011). *Hållbar dag-och dränvattenhantering*. Publikation P105, Svenskt Vatten.
- Svenskt Vatten (2016). *Avledning av dag-, drän- och spillvatten: Funktionskrav, hydraulisk dimensionering och utformning av allmänna avloppssystem*. Publikation P110, Svenskt Vatten.
- Takada, H., Tomodo, O., & Ogura, N. (1990) Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dusts and their source material by capillary gas chromatography. *Environmental Science and Technology*, 24, 1179–1186.
- Trafikverket (2015). Vägsalt. Hämtad från <http://www.trafikverket.se/resa-och-trafik/underhall-av-vag-och-jarnvag/Sa-skoter-vi-vagar/Vintervaghallning/Vagsalt/>
- Trafikverket (2015). Vägsalt. Hämtad från <http://www.trafikverket.se/resa-och-trafik/underhall-av-vag-och-jarnvag/Sa-skoter-vi-vagar/Vintervaghallning/Vagsalt/201609>
- Tsihrintzis V.A., & Hamid R. (1998). Runoff quality prediction from small urban catchments using SWMM. *Hydrological processes*, 12(2), 311–329.

- Tuccillo, M.E. (2006). Size fractionation of metals in runoff from residential and highway storm sewers. *Science of the Total Environment*, 355, 288–300.
- Tyresö kommun (2016). *Riktlinjer för dagvattenhantering i Tyresö kommun*.
- US EPA (1983). *Results of the nationwide urban runoff program*, Vol. 1: Final report. US Environmental protection agency, Washington, USA.
- Van Metre, P.C., Mahler, B.J., & Furlong, E.T. (2000). Urban sprawl leaves its PAH signature. *Environmental Science and Technology*, 34, 4064–4070.
- vanLoon, G.W., & Duffy, S.J. (2017). *Environmental chemistry: a global perspective*. 4:e uppl, Oxford University Press, Glasgow, England.
- Vaze, J., & Chiew, F. H. (2003). Comparative evaluation of urban storm water quality models. *Water Resources Research*, 39(10), 1280.
- Vezzaro, L., Mikkelsen, P. S., Deletic, A., & McCarthy, D. (2013). Urban drainage models-simplifying uncertainty analysis for practitioners. *Water Science & Technology*, 68(10), 2136–2143.
- Waldenborg, M. (2002). *Spårning av föroreningskällor i Västerslätts dagvattensystem*. Examensarbete Umeå universitet, Institutionen för biologi, miljö- och geovetenskap.
- Wangler, T., Zuleeg, S., Vonbank, R., Bester, K., Boller, M., Carmeliet, J., & Burkhardt, M. (2012). Laboratory scale studies of biocide leaching from façade coatings. *Building and Environment*, 54, 168–173.
- Warnken, K.W., Zhang, H., & Davison, W. (2007). In situ monitoring and dynamic speciation measurements in solution using DGT, Kapitel 11 i: *Comprehensive analytical chemistry* 48, red: Greenwood, R., Mills, G. & Vrana, B., 1:a uppl, Elsevier, Nederländerna.
- Waschbusch, R., Selbig, W., & Bannerman, R. (1999). *Sources of phosphorus in stormwater and street dirt from two urban residential basins in Madison, Wisconsin*, 1994-95. (No. 99-4021). Middleton, Wisconsin: U.S. Geological Survey.
- Westerlund, C., & Viklander, M. (2011). Pollutant release from a disturbed urban snowpack in northern Sweden. *Water Quality Research Journal of Canada*, 46(2), 98–109.
- Westerlund, C. (2007). *Road runoff quality in cold climates*, doktorsavhandling, Luleå tekniska universitet, Luleå.
- Westerlund, C., & Viklander, M. (2006). Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of the Total Environment*, 362(1–3), 143–156.
- Westerlund, C., Viklander, M., & Bäckström, M. (2003). Seasonal variations in road runoff quality in Luleå, Sweden. *Water Science and Technology*, 48(9), 93–101.

- Wiberg, K., McLachlan, M., Jonsson, P., Johansson, N., Josefsson, S., Knekta, E., Persson, Y., Sundqvist, K., Armitage, J., Broman, D., Cornelissen, G., Egeback, A., Sellström, U., & Cato, I. (2009). *Sources, transport, reservoirs and fate of dioxins, PCBs and HCB in the baltic sea environment*. (No. 5912). Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency.
- Wicke, D., Cochrane, T.A., & O'Sullivan, A.D. (2012). Atmospheric deposition and storm induced runoff of heavy metals from different impermeable urban surfaces. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(1), 209–216.
- Winters, N., Granuke, K., & McCall, M. (2015). Roofing materials assessment: Investigation of five metals in runoff from roofing materials. *Water Environment Research*, 87(9), 835–848.
- Wishmeier, W.H., & Smith D.D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning*. USDA Agricultural handbook 537, United States Department of Agriculture, Washington, D.C., USA.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Saad, M., & Chebbo, G. (2011a). Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments? *Water Research*, 45(2), 913–925.
- Zgheib, S., Moilleron, R., & Chebbo, G. (2011b). Influence of the land use pattern on the concentrations and fluxes of priority pollutants in urban stormwater. *Water Science and Technology*, 64(7), 1450–1458.
- Zoppou, C. (2001). Review of urban storm water models. *Environmental Modelling & Software*, 16(3), 195–231.
- Öberg, G., Gustafson, K., & Axelsson, L. (1991). *Effektiva halkbekämpning med mindre salt: MINSALT-projektets huvudrapport*. (VTI rapport 369). Statens Väg- och Trafikinstitut.
- Österlund, H., Chlot, S., Faarinen, M., Widerlund, A., Roduschkin I., Baxter D.C., & Ingri, J. (2010). Simultaneous measurements of As, Mo, Sb, V and W using a ferrihydrite diffusive gradients in thin films (DGT) device. *Analytica Chimica Acta* 682, 59–65.



Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se