

Föroreningar i dagvatten

Luleå Tekniska universitet

Avdelningen för Arkitektur och Vatten

Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser

Kontakt: Professor Maria Wiklander

Augusti 2017

Contents

1. Introduktion	2
1.1 Dagvatten då och nu	3
2. Källor till föroreningar i dagvatten	4
3. Föroreningar i dagvatten	6
3.1 Partikulärt material	6
Partikulär, kolloidal och (äkta) löst fraktion	6
3.1.1 Partiklar och Suspenderat material	7
3.1.2 Lösta ämnen	7
3.2 Metaller	7
3.3 Organiska ämnen	8
3.3.1 Olja och PAH:er	8
3.3.2 Alkylfenoler	8
3.3.3 Ftalater	8
3.3.4 Högfluorerade ämnen – PFAS	9
3.3.5 Organiska tennföreningar	9
3.3.6 PCB	9
3.3.7 Pesticider	9
3.4 Mikroplaster	10
3.5 Näringsämnen	10
3.6 Indikatorbakterier	10
4. Transport av föroreningar med dagvatten	11
4.1 First flush	11
4.2 Metaller transport i dagvatten	11
4.3 Organiska föroreningars transport i dagvatten	12
4.4 Processer i sedimenten	12
5 Föroreningshalter i dagvatten	14
5.1 Variationer mellan olika typer av områden	14
5.2 Årliga variationer och säsongvariationer	15
5.3 Föroreningsbelastning per år eller säsong	15
6 Effekter på hälsa, miljö och samhälle	17
6.1 Partiklar och lösta ämnen	17
6.2 Metaller	18
6.3 Organiska ämnen	18
6.4 Bakterier	19
7 Regler, riktlinjer och certifieringar som berör dagvattenkvalitet	20
7.1 Dagvattnet och de nationella miljökvalitetsmålen	20
7.2 Dagvatten i miljöcertifieringar	21
8. Kunskapsluckor	22

1. Introduktion

I takt med utbyggnad och driftoptimering av avloppsreningsverken har utsläpp från ledningsnäten, relativt sett, fått ökad betydelse. Under de senaste 50 åren har hanteringen av dagvatten förändrats, det har skett en utveckling från kombinerade ledningssystem till duplikatsystem. I det kombinerade systemet avleds dagvatten gemensamt med spillvatten vilket exempelvis leder till att stora volymer smältvatten belastar avloppsreningsverken under

senvåren. Utöver en ökad hydraulisk belastning sjunker temperaturen på avloppsvattnet som ska behandlas. Detta orsakar lägre avskiljningsgrad och försämrade driftvillkor inom avloppsreningsverket. Utöver detta försämras slamkvaliteten med kombinerade ledningsnät på grund av tillförseln av bland annat tungmetaller. Det finns fortfarande en betydande andel kombinerade ledningar kvar i de centrala delarna av våra svenska städer som bidrar till en stor del av de tungmetaller som kommer till reningsverken¹. Det är också dessa ämnen som försvårar återföringen av näringsämnen till åkermark.

1.1 Dagvatten då och nu

Dagvattenverksamheten var länge en fråga om att på effektivaste sätt avleda nederbördsvatten till närmaste recipient, utan hänsyn till kvalitetsaspekter. Idag vet vi att dagvatten kan vara såväl akut giftigt som att det på längre sikt ha en skadlig inverkan på miljön. För att skydda recipienterna kan dagvattenanläggningar som exempelvis damma, diken och biofilter byggas, dessa anläggningar påverkar såväl vattnets som föroreningars flödesmönster. De partikulära föroreningar som separeras återfinns idag på botten av vattendrag, diken och dammar, på infiltrationsytor av olika slag eller som sediment i ledningar. Hur väl olika typer av anläggningar fungerar på kort respektive lång sikt liksom risken för sekundär föroreningsspridning från sedimenten är till stora delar okänt. Ramdirektivet som ställer krav på att kvaliteten i Europas sjöar skall bevaras eller förbättras sätter fokus på sambandet mellan dagvattnet och recipient.

För att komma till rätta med de negativa effekterna från dagvatten och dess föroreningar har diken och dammar blivit allt mer vanligt förekommande lösningar för att minska miljöbelastningen. Flera studier har visat att dammarna effektivt reducerar mängden föroreningar till recipienter. Trots denna avskiljning har det visats att kvalitén hos utgående vatten är så dålig att det föreligger risk för påverkan på recipientens ekosystem (German och Svensson, 2000).

Parallellt med det ökade miljömedvetandet kring dagvattnet, har ett intresse för det positiva mervärde som dagvattenlösningar kan skapa i boendemiljöer växt fram alltmer.

¹ Rening av avloppsvatten i Sverige 2004, Naturvårdsverket.

2. Källor till föroreningar i dagvatten

Att känna till källorna till de föroreningar som förekommer i dagvatten är nödvändigt för att kunna göra en uppskattning av de föroreningsmängder som via dagvattnet släpps ut i dagvattenrecipienter och för att kunna utveckla metoder för dagvattenrening (Malmqvist, 1983). Kännedom om föroreningskällorna möjliggör även att vid planering och byggande av våra samhällen medvetna val kan göras så att bidraget av föroreningar från olika källor kan minskas eller helt avlägsnas, genom att utesluta källan från vår urbana miljö.

Dagvattnets sammansättning varierar stort beroende på vilka ytor vattnet rinner över i den urbana miljön. Områdets markanvändning, trafikdensitet och förekommande 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 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 (t.ex. Brown & Peake, 2006; Björklund et al., 2009; Meland et al., 2010; Andersson Wikström et al., 2015).

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 atmosfäriskt deposition, med partiklar som härrör från 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 (t ex asfalt, cement och ballastmaterial) samt deras nedbrytningsprodukter, PAH:er och metaller. Vilka föroreningar dessa ytor bidrar med beror på ålder och skick på materialet, lokala spill av exempelvis olja på ytan och det lokala klimatet och hur det bidrar till ytans nötning. Vägar och omgivande gräsytor har även visats vara den största källan till fosfor i dagvatten. I en studie av Waschbusch et al. (1999) visades att upp till 80 % av den totala fosformängden i dagvatten kommer från vägar och gräsytor.

Skräp och rester av växter som blir liggande på vägar och gator är också källor till föroreningar i dagvatten. Växtrester bidrar med organiska partiklar och förbrukar 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 bakterier

I Tabell 1 redovisas de vanligaste källorna till föroreningar i dagvatten samt dess föroreningsgrupper. Många utsläpp av föroreningar är diffusa och svåra att spåra till en enskild källa och därför bör denna lista inte betraktas som fullständig.

Tabell 1 Översikt av de vanligt förekommande föroreningar i dagvatten från några av de största källorna.

Källa	Specifik källa	Föroreningar
Trafik	Avgaser	PAH:er, besen, 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, m.fl.), partiklar
Byggnadsmaterial	Galvaniserad och svetsad plåt	Zn, Ni, Cr, Al m.fl.
	Kopparplåt	Cu
	Zinkplåt	Zn
	Ytbehandlad plåt	Zn
	Tak- och fasadfärger	Metaller (Pb, Cr m.fl.), 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. (<i>beror i hög grad på typ av industri</i>)	
Byggarbetsplatser	Partiklar (tegel, cement etc.), skräp	
Parker och trädgårdar	Näringsämnen, växtrester	

3. Föroreningar i dagvatten

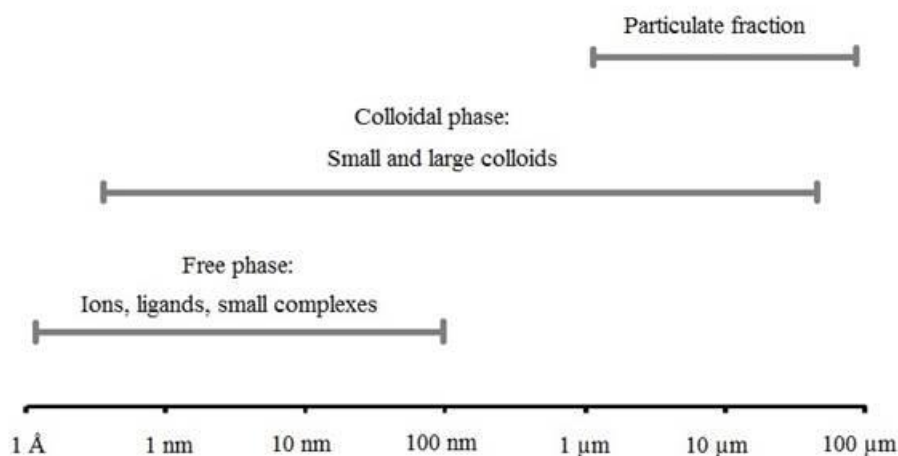
Dagvatten innehåller en komplex blandning av organiska och oorganiska ämnen, med både naturliga och antropogena källor. Dagvattnets kvalitet varierar kraftigt mellan såväl olika platser som olika tidpunkter eller årstider (Butler & Davies, 2004). Dagvattnets innehåll varierar också beroende på nederbördssituationen och är ofta mer förorenat i början av ett avrinningstillfälle än i slutet (Malmqvist et al., 1994).

3.1 Partikulärt material

Innehåll av partiklar i dagvattnet är en viktig parametern för bedömningen av dess kvalitet och effekt på såväl funktionen hos dagvattensystem och vattenkvaliteten i recipienter. **Hur föroreningarna är fördelade mellan olika storleksfraktioner påverkar både hur de transporteras med dagvatten, sprids och vart de tar vägen samt vilken (akut) fara de utgör för miljön.** Två av de absolut 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 eller mikrobiologiska egenskaper partiklarna kan ha (U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1983). Partikulärt material kan indelas i tre grupper; större partiklar, suspenderat material (TSS – Total suspended solids) och lösta ämnen (TDS – Total dissolved solids) figur 1.

Figur

1.



Översikt

ersikt

Partikulär, kolloidal och (äkta) 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 m fl. 1992). För organiska ämnen behöver man ha andra material i de filter man använder och det kan därför bli avvikande porstorlek; 1,2 μm eller 0,7 μm har bland annat använts (Niery & Boving 2011; Nielsen m fl. 2014). I geokemiska sammanhang är det vanligt att man vidare

delar upp den lösta fraktionen i kolloidal och äkta löst fraktion (Ingri, 2012). Kolloider, till skillnad från partiklar, sedimenterar inte utan stannar i lösning (Ingri 2012; Buffle m fl. 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 äkta löst fraktion. Detta är också den mest biotillgängliga fraktionen som lättast tas upp av vattenlevande växter och organismer vilket också innebär ökad toxicitet (Ingri 2012; Campbell 1995). Figur 1 visar storleksordningen på olika komponenter, naturliga och antropogena, som kan antas förekomma i dagvatten.

3.1.1 Partiklar och Suspenderat material

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 som bärare av olika ämnen som fäster på partiklarnas yta. Ursprunget för partiklar från snösmältning och avrinning från vägar är relativt väldokumenterat. Dessa partiklar kan innehålla stora mängder föroreningar, bland annat tungmetaller, bakterier, salter och organiska ämnen, alla med ursprung från olika antropogena källor, som exempelvis trafik, slitage av fordonsdelar, vägslitage, korrosion samt lokal atmosfärisk deposition (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.

3.1.2 Lösta ämnen

Lösta ämnen (*TDS – Total dissolved solids*) är också av intresse för dagvattenkvalitet, 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 joniserad eller suspenderad mikro-granulär form och fungerar i allmänhet som en samlingsindikator för förekomsten av en mängd olika föroreningar.

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 omfattar alltså endast det statliga vägnätet och inte kommunala eller enskilda vägar. På kommunala vägar används mellan 50 000 – 70 000 ton salt per år (Naturvårdsverket, 2013.)

3.2 Metaller

Metaller är en av de vanligaste föroreningsgrupperna i dagvattensammanhang (Shaver et al., 2007). De förekommer mycket utbrett till mängder av olika ändamål i samhället. För dagvatten är trafik samt metalliska byggnadsmaterial viktiga källor till de flesta metaller. De är av stort intresse att undersöka i dagvattensammanhang och har länge ingått i dagvattenundersökningar, se t.ex. (Laxen & Harrison, 1977; U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1983; Malmqvist, 1983), både på grund av deras vida utbredda förekomst i

samhället och på grund av deras potentiellt giftiga egenskaper för vattenlevande organismer (Davis et al., 2001).

Vanligtvis rapporteras omkring sex metaller i dagvattenstudier, varav de tre mest allmänt utbredda metallerna koppar, zink och bly ingår, följda av 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.

3.3 Organiska ämnen

3.3.1 Olja och PAH:er

Kolväten är en av de mest utbredda föroreningsgrupperna i både mark och dagvatten i urbana områden. De härstammar från källor såsom oavsiktliga oljespill eller avsiktlig dumpning av olja eller bränsle, utsläpp från fordon, atmosfärisk deposition, lakning eller erosion från gator med mera. Dessa föroreningar omfattar en rad olika kolväten som **kan orsaka skadliga konsekvenser** 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 (Polycykliska aromatiska kolväten), som bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material (olja, kol, avfall etc.) och i trafikavgaser (Naturvårdsverket, 2007a), men 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 takbeklädning. Andra exempel på ämnen som ingår i föroreningsgruppen kolväten är bensener och alkener, vilka båda förekommer i bensin och dess förbränningsavgaser (Petersson, 2006).

3.3.2 Alkylfenoler

Alkylfenoler består av en fenolgrupp med en eller flera alkylkedjor och är en grupp industrikemikalier som främst används för framställning av ytaktiva medel, såsom etoxilater, för bland annat användning som tensider i olika typer av rengöringsmedel (KemI, 2015). De vanligaste alkylfenolerna för industriella tillämpningar är nonylfenol och oktylfenol (Björklund, 2011). Nonylfenoletoxilater har ett utbrett 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).

3.3.3 Ftalater

Ftalater är en grupp industrikemikalier som främst används som mjukgörare i 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 DEHP (di(etylhexyl)ftalat) den mest använda ftalaten. Björklund (2011) studerade förekomsten av ftalater i dagvatten och visade att ftalaten DINP var den som förekom i högst koncentrationer i dagvatten, snö och sediment. Även DEHP förekom och översteg i flera fall de Europeiska riktlinjer som finns för ytvattenkvalitet.

3.3.4 Högfluorerade ämnen – PFAS

Högfluorerade ämnen (per-och polyfluorerade alkylsubstanser, PFAS) används på grund av deras vatten- och fettavvisande egenskaper i många olika produkter (Naturvårdsverket, 2016). Idag används tusentals olika PFAS-ämnen som bland annat ytimpregnering på textilier och non-stickbeläggning i kastruller och stekpannor. Ett av de vanligaste PFAS-ämnena, som har använts sedan 1950-talet, är ämnet PFOS (Naturvårdsverket, 2016).

Användningen av dessa ämnen i produkter såsom brandskum är särskilt problematiskt, eftersom detta innebär ett direktutsläpp till den närliggande miljön och kan i förlängningen spridas till grund- och ytvattenförekomster. PFAS förekommer även i dagvatten. En dagvattenstudie i Helsingborgs stad påvisade koncentrationer av PFAS-ämnena PFOS och PFOA i dagvatten från olika typer av platser samt avrinning från ett tak (Pirzadeh et al., 2015).

3.3.5 Organiska tennföreningar

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

3.3.6 PCB

PCB tillhör gruppen persistenta organiska föreningar (POP) (Wiberg et al., 2009). Det finns 209 möjliga kombinationer av polyklorerade bifenylor (PCB) (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 är bland andra smörjmedel, hydrauloljor och deponiområden. I Sverige bedöms de största källorna till PCB vara förbränning och kemikalieindustrin (Wiberg et al., 2009). Två norska studier har visat att fasadfärger och fasadputs från tidsperioden 1950 – 1970 tillhör huvudkällorna till PCB i den urbana miljön (Andersson et al., 2004; Jartun et al., 2009). PCB:er har även detekterats i dagvatten i Paris (Zgheib et al., 2011a; Zgheib et al., 2011b)

Produktionen av PCB påbörjades på 1920-talet och ökade fram till 1970-talet, därefter utfasades produktionen fram till 1990-talet. Sedan miljöövervakningen startade på 1970-talet har koncentrationerna av PCB i Östersjöbiota sjunkit.

3.3.7 Pesticider

Många olika typer av organiska ämnen används som, eller i tillverkningen av, pesticider (Makepeace et al., 1995). Pesticider kan delas in i undergrupper, beroende på deras syfte; herbicider, fungicider och insekticider. Pesticider används både i jordbruksverksamhet och som tillsatser i eller på byggnadsmaterial, för att förhindra växtväxning på byggnader, och kan via dagvatten transporteras till ytvattenförekomster. Byggnadsmaterial har visats vara en av huvudkällorna av pesticider i urbana vatten (Burkhardt et al., 2007). 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 av pesticider i dagvatten i Danmark och bekräftade att utsläpp av pesticider till dagvatten inte bara är relevant i vissa storstäder, utan även i mindre förorter i norra delarna av Europa. Deras studie redovisade även

att pesticiderna diuron, isoproturon, terbutryn, karbendazim, mekoprop med flera, alla detekterades i majoriteten av proverna.

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.

3.4 Mikroplaster

Under de senaste åren har mikroplaster fått ett allt större intresse, detta är en viss typ av partiklar. Mikroplaster förekommer både som avsiktligt framtagna, primära, för exempelvis kosmetiska produkter och rengöringsmedel och som sekundära, som uppstår vid användning, framtagning och nötning av plast- och gummimaterial (Magnusson et al., 2016). Potentiellt viktiga källor till mikroplaster i dagvattensammanhang omfattar 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 transporteras med dagvatten, men dagvatten bedöms vara en betydande transportväg för spridning av mikroplaster till den marina miljön (Magnusson et al., 2016).

3.5 Näringsämnen

Några av de primära källorna till näringsämnen i dagvatten är gödselämnen och gårdsavfall (Makepeace et al., 1995). Även trafik och olika typer av industriprocesser bidrar med näringsämnen till dagvatten. Enligt NURP-programmet utfört av Naturvårdsverket i USA var koncentrationerna av näringsämnen i dagvatten, med några undantag, låga i jämförelse med andra utsläpp, exempelvis utsläpp av behandlat avloppsvatten (U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1983).

De ämnen som vanligtvis räknas in i kategorin näringsämnen är kväve (N) och fosfor (P). I dagvattenkvalitetsstudier beskrivs fosfor oftast av två komponenter, total fosfor (TP) och lösligt fosfor. Kväve redogörs vanligtvis för med hjälp av flera olika komponenter med olika analysmetoder, bland annat totalt kväve (TN), Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), ammoniakkväve (NH₃-N) och nitrat-nitrit-kväve (NO_x).

3.6 Indikatorbakterier

Levande mikroorganismer, inklusive bakterier, virus och parasiter kan transporteras med dagvattnet. Källorna till dessa mikroorganismer 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 tillförs hamnar i dagvattensystemet via felkoppling eller inläckage (Makepeace et al., 1995). Att analysera vatten för potentiellt patogena mikroorganismer skulle vara både komplicerat och dyrt. Därför testas istället 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.

4. Transport av föroreningar med dagvatten

När dagvattnet transporteras över olika typer av ytor och vidare i ledningsnätet tar med sig mängder med partiklar Beroende på vattnets flöde och energi varierar mängden partiklar som dras med. När flödet och energin avtar, vilket exempelvis sker när dagvattnet når recipienten, så sedimenterar partiklarna. Den andel av föroreningarna som är partikelbundna hamnar därmed, åtminstone initialt, i sedimentet medan den lösta fraktionen är mer mobil och lättare sprids vidare i vattenmassorna.

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). Någon 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, finns däremot inte (Bertrand-Krajewski m fl. 1998; Bach m fl. 2010). First flush-effekter har visats förekomma i många studier (Sansalone & Buchberger 1997; Lee m fl. 2002; Lee m fl. 2007; Wicke m fl. 2012) medan det i andra studier endast förekommer i en liten del av de analyserade provtagningstillfällena (Saget m fl. 1996; Deletic m fl. 1998) eller inte alls (Bertrand-Krajewski m fl. 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.

4.2 Metallers transport i dagvatten

Metallers fördelning mellan olika storleksfraktioner påverkas 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 varierar även beroende på vilken metall som avses då olika metaller har varierande benägenhet att fördelas mellan de nämnda fraktionerna. De lösta fraktionerna kan komma både från partiklar som ackumulerats exempelvis från trafiken (Sansalone & Buchberger 1997; Borris m fl. 2016) men också lakas från ytor som finns i den urbana miljön såsom tak, lyktstolpar och skyddsbarriärer, fasader mm. (Gromaire m fl. 2001; Chang m fl. 2004; Andersson Wikström m fl. 2015; Huber m fl. 2016)

I många av vetenskapliga undersökningar som utförs på dagvatten analyseras såväl totalhalt som filtrerad halt (t ex. Westerlund m fl. 2003; Zgheib m fl. 2011; Galfi m fl. 2016).

Det finns endast ett fåtal dagvattenprovtagningar att finna där man undersökt den äkta lösta fraktionen. Det har visat sig att den del av de metaller som är i fraktionen $<0,45 \mu\text{m}$ i hög utsträckning även passerar filter med porstorlek på några nanometer vilket är i storleksordningen av små kolloider och äkta löst fraktion (Andersson Wikström m fl., 2016; Luan & Vadas 2015, McKenzie & 2013, Tuccillo 2006; Morrison & Benoit 2005)

Viktiga faktorer som påverkar metallers löslighet och mobilitet är pH och löst organiskt material (DOM; t ex humus- och fulvosyror) samt tillgången till partikelytor att fästa vid. Generellt så ökar lösligheten vid låga pH-värden (Ingri 2011). Detta har observerats för

dagvatten både vad gäller urlakning från ytor såsom koppar- och zinktak (He m fl. 2001) men även från vägar och partiklar (Morrison m fl. 1990; Wicke m fl. 2012; Borris m fl. 2016a). Löst organiskt material är en särskilt viktig faktor för koppars mobilitet i miljön, eftersom koppar får ökad löslighet genom att binda till fulvosyror (Morrison m fl. 1990; Gnecco m fl. 2008; Luan m fl. 2015).

Valet av halkbekämpningsmetod tycks påverka fördelningen av metaller mellan löst och partikulär fas och därmed metallernas vidare transport ut i miljön genom att sänka fördelningskonstanten mellan partikulär- och vattenfas, dvs. öka andelen metaller i löst fraktion (Novotny m fl. 1998; Westerlund 2007; Reinosdotter & Viklander 2007).

4.3 Organiska föroreningars transport i dagvatten

För organiska föreningar är faktorerna som påverkar lösligheten i vatten något annorlunda jämfört med metaller. Då är, förutom mängden partiklar och typen av partiklar, även ämnets vattenlöslighet och volatilitet (dvs. hur lättflyktigt ett ämne är) av betydelse (vanLoon & Daffy 2005).

Ett av de mest spridda sätten inom miljö kemi att karakterisera organiska föreningar är genom oktanol-vatten-koefficienten, K_{OW} (vanLoon & Daffy 2005). Den beskriver tendensen för hur organiska föreningar fördelar sig mellan vatten och organiskt material i vattnet efter principen "lika löser lika". Höga K_{OW} antyder att föreningarna är bundna företrädesvis till organiskt material och är svårösliga i vatten (hydrofoba), medan låga värden tyder på (viss) vattenlöslighet. K_{OW} går att bestämma experimentellt men kan också beräknas fram.

Figur 3.4 visar andelen lösta och partikulära föroreningar för dagvatten från ett mycket tätbebyggt område i Paris (Zgheib m fl. 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 bundet till partiklar.

Andra undersökningar har dock visat att PAH:er i hög utsträckning kan förekomma i kolloidal och löst fraktion (se Figur 3.1). Nielsen m fl. (2015) undersökte hur olika PAH:er (uppdelade i låg, medel och hög molekylvikt) fördelade sig mellan olika storleksfraktioner i dagvatten. Det visade sig att de 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 Processer i sedimenten

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 suggs upp tillsammans med anrikat sediment (Karlsson 2009). Vattenfasen töms vanligtvis från spolbilen mellan varven för att göra plats för mer sediment och minska transporter. 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. Labbförsök 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 m fl. 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 Föroreningshalter i dagvatten

Dagvattnets kvalitet varierar kraftigt mellan bland annat olika regntillfällen, platser och årstider (Butler & Davies, 2004). Typiska värden, eller så kallade standardvärden, är därför svåra att ta fram och bör tolkas med försiktighet.

För att ge en uppfattning över vilka koncentrationer av olika ämnen som förekommer i dagvatten har Tabell 2 sammanställts. I tabellen presenteras ett intervall för halter från ett flertal studier av olika omfattning, flera av dessa studier presenterar data från stora provtagningskampanjer som pågått under långa tidsperioder. För många av ämnena presenteras ett relativt stort intervall. Detta eftersom dagvattnets sammansättning varierar kraftigt med ett antal faktorer, exempelvis markanvändning i området och säsong. Det bör även noteras att det inte är orimligt att uppmätta koncentrationer som ligger utanför intervallet i tabellen, till exempel i dagvatten från ett tungt trafikbelastat område eller i avrinning från specifika källor.

Tabell 2. 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 tagits i beaktning i sammanställandet av denna tabell. Totalkoncentrationer redovisas. Andelen löst har i de fall det funnits data uppskattats från tillgänglig litteratur.

Ämne (enhet)	Koncentration	Andel löst (%)
TSS (mg/l)	40 – 200	
P _{tot} (µg/l)	140 – 400	20 – 50
N _{tot} (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 (16 st) µg/l	0,2 – 5	0 – 10
Nonylfenol µg/l	0,1 - 4	10 – 20
DEHP (Ftalat) µg/l	1 – 30	10 – 20
PCB (7st) µg/l	0,2 – 0,5	
DBT (OTC)* µg/l	0,01 – 0,8	
E.coli (CFU/100 ml)	240 – 2500	

* OTC = organiska tennföreningar

(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).

5.1 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 (Eriksson et al., 2007). 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;

Czemieli Berndtsson, 2014). Flertalet studier har dock visat att typen av avrinningsområde, till exempel om området är ett bostadsområde eller handelsområde, är av mindre betydelse för variabiliteten i dagvattenkvalitet (U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1983; Zgheib et al., 2011b). Platsvariationer kan också variera för olika föroreningsgrupper. I en studie av Gasperi et al. (2014), där föroreningar i dagvatten från tre olika områden analyserades, uppvisade bland annat metallerna Cu, Cr, Ni och Zn samt PAH:er skillnader i koncentrationer mellan områdena. Metallerna Cd och Pb samt alkylfenoler (oktylfenoler, nonylfenoler och dess etoxilater) detekterades i dagvatten från alla tre områden, men uppvisade inga signifikanta skillnader från ett område till ett annat, trots att markanvändningen i områdena var olika

5.2 Årliga variationer och säsongsvariationer

Dagvattnets sammansättning varierar med variationer i väder och säsong. De olika förhållandena mellan en snösmältningssperiod och regnperiod, när ingen snö ligger på marken, har stor betydelse för dagvattnets kvalitet (Westerlund et al., 2003). Resultat från en studie av väg dagvatten i Luleå visade att koncentrationer av både metaller och suspenderat material (SS) i dagvatten generellt sett är högre under perioder av snösmältning än under regnperioder. Detta bekräftar av Helmreich et al. (2010), som i en studie i Tyskland visade att koppar, zink och suspenderat material uppvisade tydliga säsongsvariationer, med högre koncentrationer under vindethalvåret. Detta beror på att användningen av sand och grus för halkbekämpning ökar nötning på vägytor och fordon (Helmreich et al., 2010). I Tabell 3 redovisas spannet för medelkoncentrationer av suspenderat material (SS) och metallerna koppar, bly, zink och nickel under ett antal snösmältningstillfällen och regntillfällen. (Westerlund et al., 2003). Resultaten visar för samtliga parametrar högre koncentrationer och större spann för snösmältningssperioden jämfört med regnperioden.

Tabell 3. Intervall för medelkoncentrationerna av suspenderat material och metaller vid avrinningstillfällen under snösmältningss- och regnperiod år 2000 på Södra Hamnsleden i Luleå. Efter data från Westerlund et al. (2003). Samtliga värden som presenteras är totalkoncentrationer och omfattar alltså både lösta och partikulära ämnen.

Ämne	Snösmältning (mars – april)	Regnperiod (maj – juni)
SS (mg/l)	128 – 1368	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

5.3 Föroreningsbelastning per år eller säsong

En vanlig metod för att få uppskattningar av föroreningar för planeringsändamål är enhetsmängder. De uttrycks ofta per årsbasis och för lämpliga områdesstorlekar, till exempel en hektar eller kvadratkilometer. Denna typ av uppskattningar är användbara för de föroreningar som antas ha kumulativa effekter i recipienter, alltså ackumulerade effekter över en längre tidsperiod. De metoder som används för att producera denna typ av

föroreningsbelastning baseras ofta på tillgängliga databaser för dagvattenkvalitet och innefattar alltså inte direkt provtagning av dagvatten. Detta eftersom provtagning bygger på ett befintligt avrinningsområde, vilket inte är fallet vid planeringsstudier för framtida områden. Främsta användning av att ta fram årlig föroreningsbelastning är bland annat att jämföra olika föroreningskällor, 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 avrinningsvolymen.

6 Effekter på hälsa, miljö och samhälle

Under de senaste årtiondena har dagvatten fått allt större uppmärksamhet som en viktig källa till försämrade ytvattenkvalitet. Den komplexa blandningen av ämnen samt variationen i kvalitet gör det svårt att göra en generell bedömning av dagvattens effekt på recipienter och funktionen hos reningsanläggningar. Dessa effekter kan, liktydigt med dagvattnets kvalitet, variera kraftigt mellan olika årstider, platser och egenskaper hos recipienten. Trots att kännedomen om dagvattnets betydelse för ytvattenkvalitet finns ännu inga nationella riktlinjer för hur problematiken med dagvattenförorening ska hanteras. Detta medför att arbetet med denna typ av frågor varierar stort runt om i landet.

6.1 Partiklar och lösta ämnen

Som nämnts tidigare förekommer partiklar i dagvattnet i en mängd olika storlekar, former, strukturer och densiteter vilket medför att dess påverkan på hälsa, miljö och samhälle är beroende på partiklarnas karaktär och egenskaper. De större partiklarna har vanligtvis ingen större effekt på processerna i vattenvolymen, däremot har de stor betydelse för dagvattenssystemets funktion exempelvis i sedimentationsanläggningar för partikelavskiljning från dagvatten. Större partiklar kan även riskera att bidra till igensättning av dagvattenbiofilter eller brunnsfilter (Blecken, 2016). Dessutom finns risken att de stora partiklarna påverkar dagvattenledningarnas funktion genom minskning av volymen eller till och med blockering vilket omöjliggör transport av vatten och sediment och istället orsaka översvämning.

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 födokällor för alger och ryggradslösa djur finns samt att fylla upp de utrymmen där fiskar äter, lever och tar skydd från rovdjur. Suspenderat material har också direkta effekter på de vattenlevande organismerna 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).

Lösta ämnen är i regel väldigt mobila vilket innebär att de lätt kan transporteras långa sträckor och spridas i miljön. Natriumklorid, som används i vägsalt, är mycket vattenlösligt och väldigt mobil och konservativ, och kan därmed inte brytas ner. I sjöar kan klorid bilda ett högdensitetsskikt som försämrar lodrät mixning av vattnet och kan leda till syrebrist. Trots att problematiken med saltanvändning, bland annat ökad korrosion på fordon samt spridning till yt- och grundvatten, är väl känd, 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. 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 vägsaltförbrukningen har till följd av detta kunnat minskas sedan 1990-talet.

6.2 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 Schamphelaere & Janssen, 2004).

Koppar är den mest angelägna toxiska metallen i dagvatten (Makepeace et al., 1995). Koppar ingår under benämningen tungmetaller, tillsammans med exempelvis zink, bly, krom och kadmium. Gemensamt för dessa tungmetaller är att de i höga koncentrationer kan ha toxiska effekter på såväl människor, djur och vattenlevande organismer. Bly kan exempelvis ackumuleras i benvävnad och lever och kan bland annat orsaka hjärt- och kärlsjukdomar samt påverka reproduktionsförmågan och kadmium kan orsaka njurskador och missbildningar hos foster (Brunström & Larsson, 2008).

6.3 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 såväl 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, gällande både östrogena effekter och effekter på miljön (KemI, 2015a). Både nonylfenol 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 och översteg i flera fall de riktlinjer som finns för ytvattenkvalitet.

Andra exempel på persistenta ämnen är PCB och organiska tennföreningar. 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).

Pesticider, många av dessa substanser finns omnämnda i EU:s lista över prioriterade substanser för ytvatten (EU, 2013), däribland diuron, isoproturon och simazin.

Höga koncentrationer av näringsämnen i recipienter kan stimulera tillväxten av primärproducenter, exempelvis alger och rotade vattenväxter, till nivåer som kan försämra ekosystemen. Ekosystemen kan exempelvis försämrans 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.

När de faktorer som påverkar eutrofiering bedöms **görs skillnad** på om det är fosfor eller kväve som är det begränsade näringsämnet. Fosfor anses ofta vara den begränsade 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 från marken i avrinningsområden anses generellt vara den viktigare faktorn för eutrofiering.

6.4 Bakterier

Levande mikroorganismer, inklusive bakterier, virus och parasiter, transporteras med dagvattenavrinning och kan hota människors hälsa och förorena vattenresurser som används för dricksvattenproduktion, fiske samt rekreation (Marsalek & Rochfort, 2004).

7 Regler, riktlinjer och certifieringar som berör dagvattenkvalitet


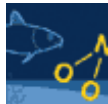

En nationell strategi för dagvattenkvalitetsarbete saknas idag i Sverige och även i andra länder. Fokus ligger i många fall på att förebygga översvämning. Arbetet med dagvattenkvalitet baseras till stor del på kvalitetsmål och -riktlinjer för ytvattenförekomster. Något som blivit vanligare på senare år är uppströmsarbete – att hantera dagvattenföroreningar vid eller i närhet 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). Ur publikation P105 om hållbar dagvattenhantering framgår att hänsyn ska tas till dagvattnets kvalitet vid utformning av områden. Där anges även att dagvattnet, där så är möjligt, ska omhändertas nära källan.

För att uppnå en långsiktigt god ytvattenstatus enades EU:s medlemsländer om ett gemensamt ramdirektiv för vatten, Direktiv 2000/60/EG (2000), även benämnt som *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 ur ett dagvattenkvalitetsperspektiv.

7.1 Dagvattnet och de nationella miljökvalitetsmålen

Flera av de 16 svenska miljökvalitetsmålen är indirekt eller direkt kopplade till behovet av en hållbar dagvattenkvalitetsstrategi. Dessa är exempelvis *God bebyggd miljö*, *Giftfri miljö*, *Levande sjöar och vattendrag* samt *Grundvatten av god kvalitet* (Miljömål.se, 2016).

Tabell 4. Dagvattnet och de nationella miljökvalitetsmålen.

Miljömål		Tillämpning/betydelse för dagvattenhantering
Bara naturlig försurning.		Dagvatten har vanligtvis ett högre pH än regn. Dagvatten kan dock från vissa typer av områden ha ett lågt pH. Detta gäller speciellt under våren vid snösmältningen (s k surstöt).
Ingen övergödning.		Dagvatten kan föra med sig betydande mängder fosfor och kväve till recipienten men vanligtvis är det andra källor som dominerar för dessa ämnen.
Giftfri miljö.		Tillförsel av tungmetaller, PAH:er, pesticider, fenoler, ftalater, etc. kan domineras av dagvatten jämfört med andra källor.

Grundvatten
av god
kvalitet.



Dagvatten kan nå grundvattnet naturligt eller genom infiltration, öppna diken etc. Eftersom den lösta delen, för vissa tungmetaller, är relativt hög finns det en risk för förorening av grundvattnet. Å andra sidan kan infiltration av dagvatten hjälpa till att bevara den naturliga grundvatten balansen i urbana områden.

Myllrande
våtmarker.



Anläggning av konstgjorda våtmarker för behandling av dagvatten har ökat i Sverige. Det kan diskuteras om dessa våtmarker skall ses som naturliga eller behandlingsanläggningar. Erfarenheter visar dock att de bidrar till en god biodiversitet.

God bebyggd
miljö.



Detta är ett komplext miljömål som inkluderar såväl estetiska, hygieniska och miljömässiga aspekter. Dagvattenanläggningar som dammar och biofilter kan berika den estetiska utformningen av våra städer. Dagvatten kan medföra hygieniska risker på grund av spillning från fåglar och andra djur. De byggmaterial som används i exempelvis tak och fasader kan innehålla miljöfarliga ämnen vilka lakas ut och följer med dagvattnet.

7.2 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 byggmaterial börjat ta hänsyn till dagvattenkvalitet. Byggvarubedömningen (2016) har i sina bedömningskriterier tagit dagvatten i beaktning genom rekommendera 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.*” och 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 beaktning 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 SundaHus, som i sina kriterier tar hänsyn till kemikalieinnehållet i byggmaterial, båda i enlighet med europeisk kemikalielagstiftning. Dessa bedömningskriterier tar dock i nuläget inte särskild hänsyn till utsläpp av ämnen till dagvatten.

8. Kunskapsluckor

För att kunna säkerställa en hållbar dagvattenhantering, från att nederbörden faller ner över samhällen till att dagvattnet når en recipient, behövs ny kunskap av både bred och djup karaktär. Här följer exempel på kunskapsluckor.

Vid prioritering av vilket/vilka dagvatten som behöver tas om hand; val av lämplig behandlingsteknik samt utveckling av befintliga och nya tekniker för olika typer av dagvatten behövs kunskap om dagvattnets innehåll av olika föroreningar och dess variation.

För att förbättra dagvattnets kvalitet behövs kunskap om olika typer av källors bidrag av olika föroreningar samt hur våra beteendemönster påverkar dagvattnets kvalitet. Ett resultat av detta är att exempelvis medvetna materialval i bland annat byggnader och infrastruktur förbättra dagvattnets kvalitet.

Kunskap om anläggningars funktion under olika förutsättningar som exempelvis normala/låga/extrema flöden, under drift- och underhållsåtgärder. För att säkerställa långtidfunktionen hos dagvattenanläggningar behövs långsiktiga studier, de undersökningar som utförts fram till idag har i huvudsak fokuserat på relativt nya anläggningar samt under kort tid

För att kunna planera, dimensionera och ta fram olika typer av uppföljnings- och drift & underhållsprogram behöver verktyg och modeller utvecklas.

I takt med att dagvattenanläggningar blir allt mer förekommande är det viktigt att bygga upp kunskap till grund för upprättande av provtagnings- och uppföljningsprogram samt utveckling av mätstrategier och mätmetoder. För detta behövs kunskap om dagvattnets innehåll olika typer av föroreningar såväl mer traditionella ämnen som ”nyare” ämnen. Kunskap om ämnen/föroreningar som studerats i mycket begränsad omfattning t ex antimon (Sb), vanadin (V), titan (Ti), volfram (W), platinagruppens element (PGE; platina, rhodium, palladium; från katalysatorer), organiska föroreningar och mikrokräp/plast. Viktigt att studera dessa ämnens källor, transportvägar och behandlingstekniker.

Förståelsen för de mer traditionella ämnen som exempelvis partiklar och metaller behöver fördjupad kunskap ett exempel är storleksfraktionering av föroreningar i dagvatten och faktorer som påverkar detta. Studierna avseende dagvattnets innehåll av olika ämnen bör kompletteras med Toxicitets tester.

Idag går implementeringen av dagvattenanläggningar fortare än kunskapsutvecklingen detta medför att anläggningar byggs utifrån hypoteser istället för att de baseras på solid kunskap. Det är viktigt att vara medveten om att de anläggningar som byggs kommer att måste justeras och utvecklas i takt med ny kunskap.

9. Referenser

- 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, Germany.
- 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.
- 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.
- Björklund, K., Malmqvist, P., & Strömvall, A. (2007). Källor till och flöden av ftalater och nonylfenoler i Stockholms dagvatten. *Stockholm Stad*
- Björklund, K. (2011). *Sources and fluxes of organic contaminants in urban runoff*. Chalmers University of Technology.
- Björklund, K., Cousins, A. P., Strömvall, A., & Malmqvist, P. (2009). Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of the Total Environment*, 407(16), 4665-4672.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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., & Davies, J. W. (2004). *Urban Drainage* (Second ed.). London ; New York: Spon Press.
- Councill, 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.

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.

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*

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.

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.

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.

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.

(Makepeace et al., 1995).

Hvitved-Jacobson, T., & Yousef, Y. A. (1991). Highway runoff quality, environmental impacts and control. In R. S. Hamilton, & R. M. Harrison (Eds.), *Highway pollution* (pp. 166-203) Elsevier: Netherlands.

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.

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*

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. (2015). Alkylfenoler och deras derivat. Hämtad från <http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/alkylfenoler-och-deras-derivat>
- KemI. (2016). Växtskyddsmedel som innehåller glyfosat. Hämtad från <http://www.kemi.se/hitta-direkt/bekämpningsmedel/vaxtskyddsmedel/verksamma-amnen-i-vaxtskyddsmedel/vaxtskyddsmedel-som-innehaller-glyfosat>
- 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.
- Liu, A., Goonetilleke, A., & Egodawatta, P. (2015). *Role of rainfall and catchment characteristics on urban stormwater quality*. Springer Singapore.
- 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.
- 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.
- Malmqvist, P., Svensson, G., & Fjellström, C. (1994). *Dagvattnets sammansättning*. (No. 1994:11). Stockholm: Svenska vatten- och avloppsföreningen, VAV.
- Malmqvist, P. (1983). URBAN STORMWATER POLLUTANT SOURCES. *Chalmers Tekniska Högskola, Doktorsavhandlingar*, (456)
- Marsalek, J., Jimenez-Cisneros, B., Karamouz, M., Malmquist, P., Goldenfum, J., & Chocat, B. (2008). *Urban water cycle processes and interactions* Taylor&Francis.
- 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.
- 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., Weyer, G., Berry, C., Waldent, Y., Colandini, V., Poulsen, S., Grotehusmann, D., & Rohlfing, R. (1994). Pollution from urban stormwater infiltration. *Water Science and Technology*, 29(1-2), 293-302.
- 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.
- Petersson, G. (2006). *Kemisk miljövetenskap* (6: e upplagan) Chalmers University of Technology.
- 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.
- Reinosdotter, K., & Viklander, M. (2006). Handling of urban snow with regard to snow quality. *Journal of Environmental Engineering*, 132(2), 271-278.
- 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.
- Schillinger, J. E., & Gannon, J. J. (1985). Bacterial adsorption and suspended particles in urban stormwater. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, , 384-389.
- Shaver, E., Horner, R., Skupien, J., May, C., & Ridley, G. (2007). *Fundamentals of urban runoff management: Technical and institutional issues*. (No. 2nd Edition).The North American Lake Management Society (NALMS).
- Trafikverket. (2015). Vägsalt. Hämtad från <http://www.trafikverket.se/resa-och-trafik/underhall-av-vag-och-jarnvag/Sa-skoter-vi-vagar/Vintervaghallning/Vagsalt/>
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (1983). *Results of the nationwide urban runoff program volume I - final report*. Water Planning Division, U.S.EPA, Washington, DC.
- 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. (2006). Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of the Total Environment*, 362(1-3), 143-156.
- Wiberg, K., McLachlan, M., Jonsson, P., Johansson, N., Josefsson, S., Knekta, E., Persson, Y., Sundqvist, K., Armitage, J., Broman, D., Cornelissen, G., Egebäck, 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.

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.

|