



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 15006

Examensarbete 30 hp
Oktober 2015

Utvärdering av två markbaserade dagvattenreningssystem

Agnes Forsberg

REFERAT

Utvärdering av två markbaserade dagvattenreningssystem

Agnes Forsberg

Dagvatten är en diffus källa av föroreningar till sjöar och vattendrag men kan även ge upphov till översvämningar. Att omhänderta dagvatten där det skapas är av stor vikt på grund av förändrat klimat med mer intensiva nederbördstillfällen, stramare riktlinjer för utsläpp av föroreningar till recipienter samt förtätning av städer. Flera typer av hållbara metoder för omhändertagande av dagvatten finns att tillgå men kunskapsläget om vissa metoder är begränsat.

Det här examensarbetet syftade till att utvärdera två markbaserade reningsmetoder, en översilningsyta och ett utjämningsmagasin, både genom litteraturstudie och provtagning. Provtagning av utjämningsmagasinet uteblev då inget utflöde skedde från magasinet under mätperioden (sannolikt infiltrerade allt dagvatten i botten av magasinet). Översilningsytan provtogs och analyserades för att undersöka fastläggning av tungmetallerna arsenik (As), barium (Ba), kadmium, (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar, (Cu), nickel (Ni), bly (Pb), vanadin (V) och zink (Zn). Studien visade att översilningsytan har fastlagt metaller från dagvattnet, med högst fastläggning direkt efter fördelningsdiket och sedan med avtagande fastläggning vid större avstånd från fördelningsdiket. Efter 20 m var påverkan på översilningsytan från dagvatten mycket låg. Fastläggningen utgjorde uppskattningsvis 20 % för As, 21 % för Cr, 4 % för Cu, 23 % för Ni, 16 % för Pb och 19 % för Zn av de tungmetallmängder som genererades i avrinningsområdet. Resterande del av tungmetallerna kan ha fastlagts innan de nått översilningsytan, sedimenterats i fördelningsdiket innan ytan, ha perkolerat ner i marken eller transporterats förbi ytan. Metallernas potentiella lakbarhet analyserades med skaktest med två typer av extraktionsvätska, 1 mM CaCl_2 samt 0,1 M HNO_3 . Utlakningspotentialen för metallerna var relativt låg, i medeltal var cirka 30 % av tungmetallerna geokemiskt aktiva. Erhållna K_d -värden visade på minst rörlighet för Pb och Co och högst rörlighet för As och Ni. Arseniks rörlighet kan dock antas vara överskattad då HNO_3 är ett ineffektivt extraktionsmedel för arsenik. Zink och kobolt var de begränsande metallerna som först kommer överskrida gränsvärden för känslig markanvändning, dock förväntas detta ske först efter ungefär 50-60 år med nuvarande belastning.

Nyckelord: Dagvatten, översilningsyta, utjämningsmagasin, markbaserad rening, tungmetaller.

ABSTRACT

Evaluation of two ground-based stormwater treatment systems

Agnes Forsberg

Stormwater is a source of pollution to water bodies but can also cause flooding. To treat stormwater locally is an issue of emerging importance due to a changing climate with an increased frequency of heavy rains, but also as a result of more strict guidelines concerning pollution to water bodies. Densification of cities is also a contributing factor. Several methods for sustainable stormwater treatment are used today but the state of knowledge regarding function and capacity is in need of improvement.

This thesis aimed to evaluate two ground-based stormwater treatment methods, a filter strip and a retention tank. This was done through both literature review and field studies. The field study of the retention tank was limited due to insufficient outflow volumes from the tank. Oil from the filter strip was sampled and analysed for the heavy metals arsenic (As), barium (Ba), cadmium (Cd), cobalt (Co), chromium (Cr), copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), vanadium (V), and zinc (Zn). According to the study, the filter strip had an elevated concentration of metals in the first 20 meters. Of the total load of heavy metals 20 % of As, 21 % of Cr, 4 % of Cu, 23 % of Ni, 16 % of Pb and 19 % of Zn was retained in the strip. The remaining portion of the heavy metals was assumed to settle in the level spreader before the filter strip or transported past the filter strip. Potential leachability for the metals was analysed with two types of extraction solutions, 1 mM CaCl_2 and 0.1 M HNO_3 . The leaching potential for the studied metals was relatively low, averaging 31% of geochemically active metals. Obtained K_d -values showed the lowest mobility for Pb and Co and the largest mobility for As and Ni. Retrieved mobility for arsenic may be overrated when HNO_3 is inefficient for extraction of arsenic. Zinc and cobalt were the limiting metals that can first exceed the limits for sensitive land use; however, this is expected to take place after about 50-60 years.

Keywords: Stormwater, filter strip, retention tank, heavy metals, ground-based stormwater treatment

FÖRORD

Detta examensarbete har genomförts som slutled i Civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Ultuna. Projektet har genomförts i samarbete med WRS i Uppsala och handledare har varit Jonas Andersson, WRS. Ämnesgranskare var Jon Petter Gustafsson vid Institutionen för Mark och Miljö vid SLU.

Ett stort tack riktas främst till Jonas Andersson och Jon Petter Gustafsson för stöd och råd under arbetet med examensarbetet. Tack riktas också till Peter Fischer, Mona Berkevall och Mikael Tärnström från Värmdö Kommun för hjälp med montering av mätutrustning och finansiering av projektet, Essi Bagheri vid Norrtälje kommun för finansiering av projektet, Magnus Simonsson och Stefan Andersson (SLU) för hjälp under laborationsarbetet, Lasse Brandt (Hestia) för hjälp med montering av regnmätare, Malin Mellhorn för hjälp under fältarbete, KTH för analyser av lakvätska, Mikael Östlund och Faruk Djodjic (SLU) för lån av nivåmätningutrustning, Johan Karlsson för hjälp under fältarbetet och hjälp med värdefull korrekturläsning samt alla på WRS och Åtoppen för varmt välkomnande och en mycket trevlig arbetsmiljö under exjobbssarbetet.

Examinator var seniorprofessor Allan Rodhe vid Institutionen för Geovetenskaper vid Uppsala Universitet.

Agnes Forsberg

Uppsala, oktober 2015

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utvärdering av två markbaserade dagvattenreningssystem

Agnes Forsberg

Dagvatten skapas där regn- eller smältvatten inte kan infiltrera marken på grund av bebyggelse som till exempel vägar, hus och parkeringsytor. Dagvattnet kan skapa översvämningar men för också med sig föroreningar från markens hårdgjorda ytor. Det är därför viktigt att dagvatten omhändertas på ett bra sätt för att minska både belastning av föroreningar och flöden på omgivande bebyggelse och ekosystem.

I och med ett förändrat klimat med mer extrema regntillfällen finns ett ökat behov av att omhänderta de flöden som regn ger upphov till. Under de senare åren har även gränsvärden satts upp för hur mycket föroreningar som får släppas ut till recipienter, såsom vattendrag och sjöar. Dessa parametrar har skapat ett ökat intresse för metoder som omhändertar dagvatten lokalt och traditionella system med rörledningar som leder bort vattnet vill undvikas.

I examensarbetet undersöktes två anläggningar för omhändertagande av dagvatten, en översilningsyta och ett utjämningsmagasin. En översilningsyta är en flackt lutande gräsyta som mottar dagvatten från mindre förorenade områden som bostadsområden och parkeringsytor. Dagvattnet fördelas över gräsytan med hjälp av en fördelningsanordning för att skapa ett uniformt långsamt flöde över ytan. Vattnet renas genom sedimentation, filtrering, infiltration och biologiska processer. Ett utjämningsmagasin mottar dagvatten från närliggande vägar eller parkeringar och uppehåller vattnet innan det släpps vidare antingen i dagvattennätet eller till vattendrag, diken eller grundvattnet (genom infiltration). Under tiden vattnet uppehålls i magasinet kan partiklar i dagvattnet sedimentera och falla till botten. I sedimenten finns inbundet tungmetaller och andra föroreningar som på så sätt förhindras att komma till recipienter såsom sjöar och vattendrag.

Under den period som utjämningsmagasinet studerades så skedde inget utflöde. Studien visade att utjämningsmagasinet infiltrerade den inkommande mängden dagvatten och ingen provtagning genomfördes för att bestämma tungmetallavskiljning. Infiltrationskapaciteten uppskattades till ett intervall om 1,1-20 mm/h. Uppskattningen gjordes genom att använda kunskap om bottenmaterialet från jordartskartor över området före exploatering, då material från platsen använts vid etableringen. Resultat från regnmätningen användes också för att uppskatta infiltrationskapacitet då all nederbörd infiltrerade under en viss tid krävdes en viss infiltrationskapacitet.

För översilningsytan samlades jordprover in som analyserades för totalhalter av tungmetallerna arsenik (As), barium (Ba), kadmium, (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar, (Cu), nickel (Ni), bly (Pb), vanadin (V) och zink (Zn). Studien fann att översilningsytan har en låg tungmetallbelastning, endast halterna av zink överstiger nivåer för bakgrundshalter i svenska jordbruksmarker. Dock kunde en viss påverkan från dagvattnet ses i jämförelse med lokala bakgrundshalter, då samtliga studerade tungmetaller utom kadmium hade en avtagande föroreningskoncentration i marken längs ytan. Den avtagande halten av fastlagda metaller visade att i den 60 m långa översilningsytan var halterna förhöjda i de första 20 m och att de sista 40 m inte deltog i fastläggningen av tungmetaller.

Fastläggning som en andel av föroreningsmängderna i dagvattnet var 20 % för As, 21 % för Cr, 4 % för Cu, 23 % för Ni, 16 % för Pb och 19 % för Zn. De resterande mängderna av tungmetaller kan ha sedimenterat innan dagvattnet fördelades över översilningsytan, till

exempel i det fördelningsdike som är placerat i anslutning till översilningsytans inlopp. Tidigare studier har visat att översilningsytor kan avskilja sediment till ungefär 80 %, där de finaste fraktionerna är de svåraste att hålla kvar. Det är främst till de finaste partiklarna som tungmetaller finns inbundna vilket kan förklara varför fastläggningen ligger runt 20 % av den uppskattade totala tillförda mängden tungmetaller.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING.....	1
1.1	SYFTE	1
2	DAGVATTEN OCH DESS INNEHÅLL AV FÖRORENINGAR	2
2.1	RAMDIREKTIVET FÖR VATTEN.....	2
2.2	DAGVATTNETS FÖRORENINGAR.....	2
2.2.1	Suspenderat material	3
2.2.2	Tungmetaller	3
2.2.3	Klorid	4
2.2.4	Näringsämnen och kolväten	4
2.3	First flush- och sprayfenomenen	5
2.4	FÖRORENINGSHALTER I DAGVATTEN	5
3	MARKKEMI FÖR TUNGMETALLER	6
3.1	TRANSPORT AV METALLER.....	6
3.2	METALLERS FASTLÄGGNING I MARK	6
3.2.1	Redoxprocesser	7
3.2.2	Utfällning	7
3.2.3	Adsorption.....	7
3.3	Lakbarhet och rörlighet för olika metaller i marken.....	8
3.3.1	K_d -värden	9
3.3.2	Utlakning och pH	10
3.4	LAKTESTER	10
3.5	BAKGRUNDSVÄRDEN AV TUNGMETALLER I SVENSKA MARKER OCH RIKTVÄRDEN FÖR FÖRORENADE MARKOMRÅDEN	10
4	ÖVERSILNINGSYTOR.....	12
4.1	ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN	12
4.2	RENINGSPROCESSER I ÖVERSILNINGSYTOR	12
4.2.1	Reningseffektivitet	13
4.3	UTFORMNING AV ÖVERSILNINGSYTA	14
4.3.1	Dimensionerande flöde	14
4.3.2	Fördelningsanordning för inloppsvatten	15
4.3.3	Översilningsytans storlek	15
4.3.4	Lutning	15
4.3.5	Hydrologi och flöde	16
4.3.6	Vegetation	16
4.3.7	Jordegenskaper	17
4.3.8	Underhåll	17

4.3.9	Kostnader	18
5	UTJÄMNINGS- OCH AVSÄTTNINGSMAGASIN.....	19
5.1	UTFORMNING.....	19
5.2	DIMENSIONERANDE FLÖDEN.....	19
5.3	RENINGSPROCESS.....	20
5.4	FÖRORENINGSREDUKTION	20
5.5	UNDERHÅLL.....	22
5.6	KOSTNADER.....	22
6	METOD	23
6.1	ÖVERSILNINGSYTA I KVISTHAMRA, NORRTÄLJE	23
6.1.1	Platsbeskrivning	23
6.1.2	Provtagning	23
6.1.3	Jordanalyser.....	24
6.1.4	Topografiavvägning	26
6.2	UTJÄMNINGSMAGASIN, GUSTAVSBERG	26
6.2.1	Platsbeskrivning	26
6.2.2	Utformning av magasinet	27
6.2.3	Provtagning och nivåmätning.....	27
6.2.4	Nederbörds-mätning	28
7	RESULTAT	29
7.1	ÖVERSILNINGSYTA I KVISTHAMRA, NORRTÄLJE	29
7.1.1	Jordartsbestämning.....	29
7.1.2	Metallhalter i översilningsytans jord.....	30
7.1.3	Statistisk analys av metallhalterna	34
7.1.4	Laktester	35
7.1.5	Föroreningsbelastning och fastlagda mängder tungmetaller.....	37
7.1.6	Översilningsytans topografi	38
7.2	UTJÄMNINGSMAGASIN, GUSTAVSBERG	39
7.2.1	Flödesmätning	39
7.2.2	Nederbörd och avrinning.....	39
7.2.3	Infiltrationskapacitet.....	39
7.2.4	Föroreningsbelastning	40
8	DISKUSSION.....	42
8.1	UTFORMNING AV ÖVERSILNINGSYTA OCH MAGASIN	42
8.2	ÖVERSILNINGSYTA, NORRTÄLJE	42
8.2.1	Förorenings-situationen.....	42
8.2.2	Metallernas fastläggning och lakbarhet.....	42

8.2.3	Översilningsytans utformning	46
8.3	UTJÄMNINGSMAGASIN, GUSTAVSBERG	47
8.4	OSÄKERHETER HOS METODERNA	47
8.5	FÖRSLAG TILL FORTSATTA STUDIER	48
9	SLUTSATSER.....	49
10	KÄLLFÖRTECKNING	50

1 INLEDNING

Lokalt omhändertagande av dagvatten kallas det när dagvatten hanteras nära källan och inte förs vidare genom ledningsnätet för dagvatten. Dagvatten kan ha olika ursprung och är därmed i behov av olika behandling. Trafikrelaterat dagvatten klassas som ett förorenat dagvatten och de vanligaste föroreningarna är suspenderat material, näringsämnen, olja, polyaromatiska kolväten samt tungmetaller. Det är därför viktigt att ta hand om dagvatten från till exempel parkeringsplatser och vägar för att säkra miljö och ekosystem i närområdet. Förutom att förbättra kvaliteten på dagvattnet syftar det lokala omhändertagandet av dagvatten även till att reducera flöden och minska belastningen på dagvattennätet vid kraftiga regn.

Många studier har gjorts kring dagvattendammar och våtmarker men utvärdering av markbaserade metoder, såsom infiltrationssystem, är inte lika förekommande. Det är därför intressant att tillföra kunskap och erfarenhet om markbaserad dagvattenhantering.

1.1 SYFTE

Målet med detta examensarbete var att sammanställa kunskapsläget kring reningsförmåga, funktion och kapacitet hos två olika markbaserade metoder för omhändertagande av dagvatten genom att utföra en litteraturstudie. Målet var även att utvärdera reningsfunktionen hos dessa reningssystem genom provtagning. De två systemen är en översilningsyta i marknivå och ett utjämningsmagasin under mark.

Frågeställningar:

- Hur ser föroreningsbelastningen ut för magasinet och översilningsytan?
- Vilken fastläggning av tungmetaller finns i översilningsytan?
- Hur ser lakbarheten ut för tungmetaller i översilningsytan?
- Vilka råd och praxis finns vid anläggning av dessa typer av dagvattenreningssystem?
- Hur överensstämmer de studerade reningssystemens dimensionering med gällande praxis och råd?

2 DAGVATTEN OCH DESS INNEHÅLL AV FÖRORENINGAR

Dagvatten definieras som det vatten som bildas över hårdgjorda ytor (Svenskt Vatten, 2011) och kan utgöras av regn- eller smältvatten. Detta vatten följer inte den naturliga hydrologiska cykeln och ”syns i dagen” efter regntillfällen.

Traditionellt har dagvatten transporterats i dagvattennät, genom rörledningar, ut till recipienter såsom sjöar och vattendrag. En förändring i hanteringen av dagvatten har initierats de senaste åren då nya direktiv har satt större krav på rening av dagvatten, men även i och med ett förändrat klimat med mer extrema väder. Istället för att se dagvatten som en slutprodukt nyttjas dagvatten som en positiv resurs som kan användas både estetiskt och praktiskt i det urbana landskapet (Stahre, 2006). Flera nya begrepp inom dagvattenhantering beskriver hur dagvatten kan hanteras på ett mer långsiktigt och hållbart sätt. Bland dessa uttryck hittas *Best Management practices* (BMP), *Low impact development* (LID), *Sustainable Urban Drainage Systems* (SUDS) och *Green Infrastructure* (GI). I dessa system finns en ambition att bygga dagvattenlösningar som inte enbart klarar krav för volymkapacitet utan även tillgodoser krav för vattenkvalitet och beaktar rekreation som en viktig aspekt vid byggande av dagvattensystem (Stahre, 2006).

Dagvatten är en stor och diffus källa till föroreningar i vattendrag och sjöar i Sverige. De vanligaste förekommande föroreningarna i dagvatten är suspenderat material, tungmetaller, kolväten och näringsämnen (Aryal m.fl., 2010). Eftersom det är svårt att kvantifiera föroreningsmängd hos diffusa källor är problemet svårhanterligt. Dagvatten kan påverka närliggande ekosystem på flera olika sätt, till exempel hydrologiskt, kemiskt, biologiskt eller fysiskt (Weiss m.fl., 2013). I och med ett förändrat klimat med mer intensiva nederbördstillfällen krävs nya system för omhändertagande av det genererade dagvattnet. Vikten av att ta vara på vattenmassor lokalt har ökat, till exempel genom att gröna områden eller genomsläppliga ytor reducerar belastningen på rörledningar i dagvattennätet. Hårdgjorda ytor är förknippade med stora avrinningsvolym, snabba avrinningstider och höga flöden, medan genomsläppliga ytor istället är förknippade med mindre avrinningsvolym och fördröjda och mindre maxflöden (Berggren, 2014). Förändring av dagvattenflöden beror inte endast på ett förändrat klimat utan även på förändring av stadsutrymmet; förtätning av staden och tillbyggnad av nya områden (urbanisering) förändrar också avrinningsbilden. Det är alltså inte endast föroreningsreduktion som är viktigt när det gäller dagvatten. Flödesreduktion är nödvändigt för att upprätthålla en hållbar dagvattenlösning som inte belastar omkringliggande ekosystem eller urbana områden (Berggren, 2014).

2.1 RAMDIREKTIVET FÖR VATTEN

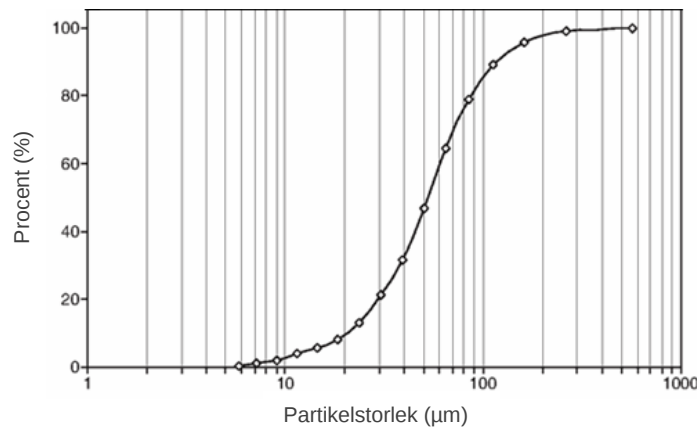
Sedan oktober 2000 har EUs ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) varit gällande i Sverige (Svenskt Vatten, 2011). Målet med direktivet är att åtgärder ska genomföras för att bibehålla den ekologiska statusen i sjöar och vattendrag som redan idag uppnår god eller hög status och samtidigt förbättra kvaliteten för de som inte når upp till krav för god status. Ett sätt att minska förorening av vattenförekomster är att kontrollera vilka mängder som tillförs från dagvatten. Detta styrs av miljökvalitetsnormer. Tungmetaller i dagvatten faller under miljökvalitetsnormer för kemisk status och ekologisk status. För kemisk status finns 33 prioriterade ämnen där dagvattenföroreningarna kadmium, bly och nickel finns inkluderade.

2.2 DAGVATTNETS FÖRORENINGAR

I dagvatten från hårdgjorda ytor transporteras ett flertal ämnen och partiklar. Nedan beskrivs de vanligast förekommande föroreningarna i väg dagvatten med fokus på tungmetaller och suspenderat material.

2.2.1 Suspenderat material

Totala antalet suspenderade partiklar (Total Suspended Solids, TSS) beskriver hur mycket partiklar som finns uppslammade i dagvattnet. Partiklar i dagvatten har ofta ursprung i jorderosion, fordonsslitage, slitage av vägbana, avgaser, vägsaltanvändning men även från skräp som slängs och följer med dagvattnet (Aryal m.fl., 2010). Storleken på dessa partiklar varierar mycket men de flesta partiklarna finns inom spannet 1 μm till 1 000 μm (Figur 1) (Butler and Davies, 2011). Partikelstorleksfördelningen i dagvattnet varierar vid olika avrinningstillfällen. Detta beror av flera faktorer, som till exempel hydrauliska förutsättningar och hur ofta det regnat (Aryal m.fl., 2010).



Figur 1. Exempel på kumulativ partikelstorleksfördelning (μm) för dagvattensediment (modifierad från Butler och Davis, 2011).

Föroreningar sitter ofta bundna till partiklar, därför är TSS i vattnet och avsatta sediment viktiga parametrar vid behandling av dagvatten. Flertalet studier visar att koncentration av TSS och föroreningar är positivt korrelerade. Det är de minsta partiklarna som bär störst mängd föroreningar. Studier har visat att ungefär hälften av de tungmetaller som är bundna till partiklar finns bundna till partiklar mindre än 43 μm (Aryal m.fl., 2010). Enligt Zanders (2005) är det partiklar mindre än 125 μm som bär hälften av tungmetallsmängderna. Denna fraktion transporterar en stor del av tungmetallerna i proportion till den totala partikelmängden.

Användandet av dubbdäck är den faktor som ger upphov till mest slitage av vägbanan, vilket skapar ökad mängd partiklar som kan sköljas med av dagvattnet (Hallberg m.fl., 2007). En säsongsvariation har kunnat påvisas med förhöjda föroreningshalter i dagvattnet under snösmältning jämfört med sommarhalvåret (Aryal m.fl., 2010).

2.2.2 Tungmetaller

Tungmetaller kan definieras på olika sätt men beskrivs ofta som metaller med en densitet över 5 g/cm^3 (Eriksson m.fl., 2011). Då metaller inte bryts ner i naturen kan de påverka sin recipient under lång tid. För dagvatten nämns ofta kadmium, krom, koppar, bly, nickel och zink som de vanligaste föroreningarna från urbana miljöer (Werkenthin m.fl., 2014). Tungmetaller är toxiska i för hög koncentration men samtidigt är vissa metaller essentiella näringsämnen, såsom mangan, koppar, zink och molybden. Kadmium, bly och krom är däremot inte nödvändiga för funktionen hos växter eller djur och kan vara toxiska för vissa organismer redan vid låga koncentrationer. Sedan förbudet mot bly i bensin infördes har förekomsten av bly minskat i dagvatten och vägsediment. Det finns dock fortfarande kvar i vissa färg- och måleriprodukter, vilket gör att bly ännu inte helt fasats ut och kan påverka

dagvattnet (Weiss m.fl., 2013). Bioackumulation av tungmetaller kan ske hos de arter som lever i recipienten och metallerna ansamlas därmed högre upp i näringskedjan. Höga doser av dessa metaller kan vara skadliga för många vattenlevande organismer då reproduktion, tillväxt och beteende kan påverkas negativt (Weiss m.fl., 2013).

Stora delar av koncentrationerna i dagvatten kommer från slitage av vägbana och bildelar men luftdeposition från närliggande industrier nämns också som en källa till tungmetallförorening av dagvatten (Werkenthin m.fl., 2014). Saltning av vägar kan leda till förhöjda dagvattenföroreningar då saltet skapar oxidationsprocesser på metallytor och slitaget på dessa ökar. Slitage av bromsbelägg, däck och kaross är vanliga källor, men tungmetallerna kan även ha sitt ursprung från förbränning av bränsle och från katalysatorprocesser. Trafiktäthet och faktorer såsom inbromsningar och accelerationsmönster påverkar föroreningsgraden (Werkenthin m.fl., 2014).

Andelen löst Al, Cd, Co, Cr, Mn och Ni i dagvatten är högre under vinterhalvåret än under sommarmånaderna. För partikulärt bundna metaller finns också en säsongsvariation där den totala massbelastningen hos en majoritet av tungmetallerna är högre under vinterhalvåret. (Bäckström m.fl., 2003) fann att majoriteten (40–90 %) av metallerna i dagvatten transporteras under vinterhalvåret. Sambandet mellan TSS och metallkoncentration medför att TSS kan användas som en indikation på metallkoncentrationerna i dagvattnet under vinterhalvåret. Under sommaren gäller sambandet mellan TSS och partikulärt bundna metaller inte generellt men kan användas för Al, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn och Pb (Hallberg m.fl., 2007).

2.2.3 Klorid

Användningen av vägsalt, som ofta består av kalciumklorid, leder till förhöjda halter av kloridjoner i dagvattnet. Fler vägar och större andel hårdgjorda ytor kan leda till ökad användning av vägsalt men i Sverige har ett mer effektivt användande av vägsalt medfört att saltmängderna har minskat (Naturvårdsverket, 2013). Saltning av vägar leder till korrosion på bildelar och denna ökning kan vara tre gånger så hög som under perioder utan vägsaltning. Saltet skapar också längre våt period av väglaget vilket också bidrar till ökad risk för korrosion på bildelar (Hallberg m.fl., 2007).

Vägsaltet påverkar även den närliggande markens karaktär och förhöjer rörligheten för vissa tungmetaller (Bäckström m.fl., 2004). Om saltet tar sig till sjöar och ackumuleras där kan den säsongsstyrda omblandningen av sjön påverkas så att omblandning försvåras. En ökad halt av klor i recipienter kan även ge upphov till minskad biodiversitet och särskilt utsatta är grodyngel (Weiss m.fl., 2013).

2.2.4 Näringsämnen och kolväten

Näringsämnena i dagvatten kan leda till övergödning i recipienten. Ofta mäts totala halter av kväve och fosfor i dagvattenstudier men ämnena förekommer i olika former, såsom nitrat, ammonium, fosfat och partikelbundet fosfor. Näringsämnena kommer sällan från trafikrelaterade källor utan oftare från omgivande natur (Kayhanian m.fl., 2012).

Kolväten i dagvattnet kommer till exempel från kylarvätska, bensin, olja och viss tjära som används som asfaltsfogmassa men även från atmosfärisk deposition. Kolväten kan skada reproduktionsförmåga och tillväxt hos vattenlevande organismer och då vissa kolväten är fettlösliga kan de ackumuleras i till exempel fiskar, vilket kan vara skadligt både för fisk och för människor som använder fisken som föda (Weiss m.fl., 2013).

2.3 First flush- och sprayfenomenen

Vid ett regntillfälle är det den första portionen vatten, *first flush*, som sköljs bort från en hårdlagd yta som innehåller den största mängden föroreningar. Den första tredjedelen av dagvattnet har rapporterats innehålla 80–90 % av den totala föroreningsmängden (Kayhanian m.fl., 2012). Det förekommer variationer i föroreningskoncentration både mellan olika avrinningstillfällen och inom samma tillfälle. Dessa variationer skapas till följd av regnets varaktighet och intensitet, men kan även bero på den tid som passerat sedan föregående regntillfälle och avrinningsområdets karaktär. När mer tid förflutit sedan det senaste regntillfället har fler partiklar hunnit ackumuleras (Czemiel Berndtsson, 2014).

Den omgivande miljön kring vägar och trafikplatser mottar föroreningar från ytavrinning men även från luften. Vatten och partiklar som kastas upp i luften av däckens rörelse bildar en slags spray som kan föra med sig föroreningar upp till 250 m från vägen beroende på väderförhållanden. Mest påverkad är marken på ett avstånd upp till 10 m från vägkanten. Spridningen påverkas av vägens konstruktion och höjd över den omgivande marken (Werkenthin m.fl., 2014; Hjortenkrans m.fl., 2008).

2.4 FÖRORENINGSHALTER I DAGVATTEN

Schablonhalter för föroreningar i dagvatten för olika typer av avrinningsområden har sammanställts av Larm (2014). Schablonerna (Tabell 1) baseras på vetenskapliga studier från bland annat Sverige (StormTac, 2014). Endast de vanligaste och mest angelägna metallerna finns bland schablonhalterna. Barium, vanadin och kobolt som inkluderas i analysen inom detta examensarbete finns därför inte inkluderade. Halterna avser total halt av föroreningen, både i löst och partikulär form.

Tabell 1. Föroreningshalter ($\mu\text{g/l}$) i dagvatten från två typer av markanvändning (StormTac, 2014).

Ämne	Flerfamiljshusområde	Parkering
As	3,0	2,4
Pb	15	30
Cu	30	40
Zn	100	140
Cd	0,7	0,45
Cr	12	15
Ni	9	4
SS	70 000	140 000

Idag saknas nationella riktvärden för dagvatten, men en arbetsgrupp har tagit fram årsmedelvärden som kan fungera som jämförelsevärden (Jacobs m.fl., 2009). Idealt skulle platsspecifika riktvärden tas fram, eftersom olika recipienter har olika förutsättningar, men i nuläget har förslag på generella värden tagits fram för två recipientklasser samt verksamhetsutövare. Eftersom det kan skilja mycket i koncentration under ett avrinningstillfälle kan det vara önskvärt att mäta maxkoncentrationer då vissa recipienter, till exempel mindre vattendrag, kan vara känsliga för stora punktföroreningar. Flödesutjämning sker ofta i samband med dagvattenhantering anses dock medelhalter var tillräckliga i flera sammanhang (Jacobs m.fl., 2009).

3 MARKKEMI FÖR TUNGMETALLER

3.1 TRANSPORT AV METALLER

I en översilningsyta sker rening genom flera processer, varav en är infiltration av dagvattnet. Dagvattnet, och dess innehåll av tungmetaller, adderas då till den existerande markvattenlösningen och blir en del av markkemin. Flödet i den omättade zonen är oftast vertikalt, i blöta perioder med mycket regn perkolerar regnvattnet ner till grundvattnet och under torra perioder stiger grundvatten uppåt mot jordytan. I markvattnet förekommer metaller i löst form eller bundna till suspenderade partiklar. Dessa suspenderade partiklar kan t.ex. vara järn(hydro)oxider, lermineraler eller organiskt material och kallas även kolloider. De fria jonerna är positivt (katjoner) eller negativt (anjoner) laddade. Då vattenmolekylen är en dipol attraheras både an- och katjoner till molekylen och metalljonerna kan på så sätt fortsätta vara i löst form som fria, hydratiserade joner (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Transport av metaller genom marken sker med markvattnet och styrs i huvudsak av advektion, dispersion, diffusion och kolloidal transport. Följande beskrivningar baseras på en rapport av Berggren Kleja m.fl. (2006).

Advektion beskriver förflyttningen av ett ämne som följer en vattenströmning. Hastigheten på vattenströmningen, till exempel grundvattnet, föroreningskoncentration samt föroreningsbenägenhet att adsorbera mot ytor bestämmer hur stor advektionen blir. Adsorptionen gör att föroreningen stannar upp, temporärt eller för en längre tid, vilket bromsar advektionen.

Diffusion styrs av koncentrationsskillnader mellan olika delar av markvattnet. Ämne-transporten kommer att ske från den högre koncentrationen i riktning mot områden med lägre koncentration. Molekylerna i det mer förorenade området knuffar på varandra och skapar en förflyttning och föroreningen sprids ut och utjämnas. Diffusionshastigheten beror till stor del av markens vattenmättnad och sjunker med 90 % vid en halvering från helt vattenmättat till att hälften av porerna är vattenfyllda.

Dispersion är ett resultat av att markporerna är strukturerade heterogent i marken. Föroreningarna kan avancera med olika hastighet beroende på markporernas utseende och storlek, vilket leder till en utspridning och omblandning av föroreningen.

Kolloidal transport innebär transport av små partiklar, som kan bestå av lerpartiklar eller organiskt material. Kolloider kan även bildas i markvattnet genom utfällning av metalloxider. Flera tungmetaller binder till organiskt material i marken. Då organiskt material är vattenlösligt kan det bidra till att metallerna frigörs och transporteras med det fria lösta organiska materialet. Det är endast vissa typer av organiskt material som är lätttrörliga.

3.2 METALLERS FASTLÄGGNING I MARK

Som beskrivet i avsnittet ovan kan metaller som färdas med markvattnet saktas ner. De viktigaste processerna som styr hur metallerna interagerar med omgivningen är utfällning och adsorption. Det som i sin tur styr förutsättningarna för ett ämnes benägenhet att fällas ut eller adsorberas vid en yta är redoxförhållandena i marken. I markens vattenlösning samspelar flera olika ämnen och bildar ibland komplex med varandra. Exempel på vanliga anjoner som bildar komplex med vissa metaller i marken är hydroxider, karbonater, fluorid, sulfat och organiska syror. Många metaller binder också till humusämnen i marken och kan bidra till metalltransport i marken. Eftersom cirka 50-70 % av löst organiskt kol (DOC) utgörs av humusämnen kan DOC-mätningar ge en indikation på humushalten i vattenlösningen (Berggren Kleja m.fl., 2006).

3.2.1 Redoxprocesser

Begreppet redox är en sammansättning av orden reduktion och oxidation. När båda processerna behandlas samtidigt används ordet redox. Reduktion innebär att en elektron, genom en kemisk process, tillförs ett ämne. Oxidation sker hos det ämne som elektronen flyttas ifrån. Ämnen som ofta ingår i sådana processer naturligt i marksystemet är syre, kol, kväve, svavel, mangan och järn. Redoxförhållanden i marken spelar stor roll för en metalls rörelsemönster och metallen kan antingen adsorberas till en markpartikel eller fällas ut, vilket minskar rörligheten. Dessa utfällningar och adsorptionsbindningar kan i ett senare skede lösas upp och rörligheten hos metallen öka igen. Redoxförhållandena påverkar i vilken grad dessa processer sker (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Redoxförhållandet i marken är svårbestämt, men kan erhållas med hjälp av elektroder som mäter potentialskillnad i marklösningen. Potentialen kan också uppskattas genom en kemisk analys där närvaron av järn, mangan och sulfat och deras inbördes förhållande avgör redoxstatusen hos jorden (Berggren Kleja m.fl., 2006).

3.2.2 Utfällning

För att ett ämne ska ingå i en utfällning krävs en tillräckligt hög koncentration av ämnet. Löslighetsprodukten beskriver jämviktsförhållandet mellan de ämnen som fälls ut. När produkten av de två ämnenas koncentration blir större än löslighetskonstanten fälls ämnet ut. Om koncentrationerna av utfällningens ursprungssämnen skulle förändras löses utfällningen upp.

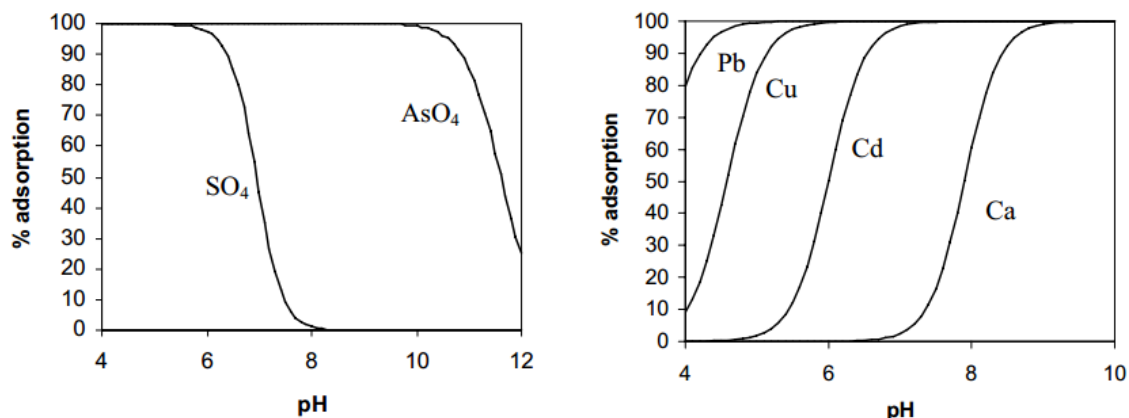
Utfällning påverkas av förekomsten av DOC i marklösningen, då hög DOC i marken hindrar utfällningar. Eftersom många metaller binder in starkt till organiska syror sker dessa reaktioner snarare än utfällning. Koppar binder starkt till humifierat material och upp till 90 % av totalhalten kan finnas komplexbundet i marken (Eriksson m.fl., 2011).

Många metaller fälls ut med karbonatjoner i marklösningen. Det krävs dock ett pH över 7 för att dessa processer ska ske. Vanliga dagvattenmetaller såsom Cd, Zn och Cu kan fällas ut med karbonatjoner och bilda karbonater, speciellt vid närvaro av kalcit (CaCO_3). Hydroxider, oxider, sulfider och fosfater är också vanliga i utfällningsprocesser i markvattenlösningen (Berggren Kleja m.fl., 2006).

3.2.3 Adsorption

Det finns många typer av material som metaller kan fastna på i marken. Vanligast är lerpartiklar och humusämnen. När en metalljon fastnar på en sådan yta kallas det adsorption. Två mekanismer är dominerande inom adsorptionsprocesser, ospecifik elektrostatisk adsorption (utbytbara joner) och ytkomplexbildning. Beroende på ämnenas egenskaper kan komplexbildningen bli olika stark. Vissa ämnen skapar en starkare bindning, så kallade innersfärskomplex, medan andra skapar en svagare bindning som kallas yttersfärskomplex. Skillnaden mellan dessa två typer är att yttersfärskomplex har minst en vattenmolekyl mellan de två parter som binds till varandra och skapar därmed en svagare bindning. Joner med ytkomplexbindning är starkare bundna och tenderar att vara mindre urlakningsbara än joner bundna med elektrostatisk adsorption (Eriksson m.fl., 2011).

Antalet tillgängliga platser för metalljonerna att adsorbera på beror av pH-värdet i marken. Vid högre pH-värden är det större möjligheter för katjoner att adsorberas i högre grad och för lägre pH-värden i marken adsorberas anjoner i högre grad (Figur 2) (Berggren Kleja m.fl., 2006).



Figur 2. Förhållandet mellan adsorption och pH för anjoner och katjoner till en järnoxidyta (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Humusämnen kan binda katjoner till sig vid lägre pH än järnoxidytor och blir därför en viktig faktor för katjoners rörlighet i marken vid låga pH. Det är inte enbart pH och andelen humus i jorden som avgör hur starkt joner kommer att bindas, det handlar även om totalt halt av olika joner och konkurrensen dem emellan (Berggren Kleja m.fl., 2006).

3.3 Lakbarhet och rörlighet för olika metaller i marken

Med lakbarhet menas den andel av den totala halten av ett ämne som kan lösas i vatten och bli mer tillgänglig för transport ut ur jordmassan och för biologiskt upptag av växter. Metallers lakbarhet påverkas av flertalet parametrar som i sin tur beror av graden av förorening. En mark med hög halt av ett ämne tenderar att få högre andel av föroreningen i markvätskan, men det är dock inte entydigt så. Arsenik och kadmium har en tydlig korrelation mellan ökad eluathalt och ökad halt i fast fas medan koppar, bly och nickel visar ett svagare samband. För krom och zink saknas en sådan korrelation mellan utlakningshalt och halt i den fasta fasen (Naturvårdsverket, 2006). Tabell 2 sammanfattar de viktigaste bindningsmekanismerna för de studerade tungmetallerna.

Tabell 2. Översikt av de olika metallernas viktigaste bindningsformer i vatten och mark samt deras rörlighet i mark (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Ämne	Mobilitet i mark och viktiga bindningsformer
Koppar	Koppar har mycket låg löslighet då den kan binda starkt till ler, humifierat material och järnoxider. Transport sker därför främst bundet till partiklar.
Zink	Zink som är löst i markvattnet är bundet till organiska syror genom komplexbindning, särskilt vid pH över 6. Den resterande, icke tillgängliga delen, är bunden främst till organiskt material, men även till viss del bundet till oxidtytor. Lösligheten ökar med sjunkande pH.
Kadmium	Vid jämförelse med andra tungmetaller kan kadmium sägas binda in relativt svagt i marken. Ungefär 10–40 % av den totala kadmiumhalten finns utbytbar bundet i markvattnet. Kadmium påverkas av pH i marken och binds mindre starkt vid lägre pH värden och det är endast vid mycket låga pH värden som rörligheten kan betraktas som hög (Eriksson m.fl., 2011). Vid högre pH-värden binds kadmium starkt in i marken (Berggren Kleja m.fl., 2006).

<i>Bly</i>	Bly binder in starkt till organiskt material och oxidtytor (Eriksson m.fl., 2011). Den mesta transporten av bly sker genom kolloidal transport med humusämnen och järnoxider.
<i>Arsenik</i>	Arsenik förekommer generellt starkt bundet till jorden och är inte lätttrörlig. Arsenik, i form av arsenat, binder starkt till järn- och aluminiumoxider när pH understiger 8. Men förekommer anaeroba förhållanden eller vid basiska förhållanden kan arsenik lakas ut.
<i>Barium</i>	Bariumjonen adsorberar till humusämnen och lermineral.
<i>Kobolt</i>	Lättlösligt vid låga pH-värden och starkt bunden vid höga pH. Skapar komplex med humus och karbonater i marklösningen, bundet till organiskt material i fast fas.
<i>Krom</i>	Vid pH över 6 är krom, i form av kromat, lätttrörligt i marken. Krom(III) däremot binder starkt till organiskt material och är inte lika rörligt.
<i>Nickel</i>	Nickels bindningsstyrka beror av pH, lättlösligt vid låga pH-värden och starkt bundet i marken när pH är högre.
<i>Vanadin</i>	Vanadinformen vanadat binder starkt till järn- och aluminiumoxider. Endast vid pH-värden över 10 blir vanadin lättlösligt.

3.3.1 K_d -värden

Som hjälpmedel vid analys av metallers rörlighet i marken används ett samband mellan halter i fast och i löst fas som betecknas K_d (Ekvation 1). Sambandet är platsspecifikt för de förhållanden som råder vid den undersökta platsen.

$$K_d = \frac{n_{PL}}{c_{LS}} \quad (1)$$

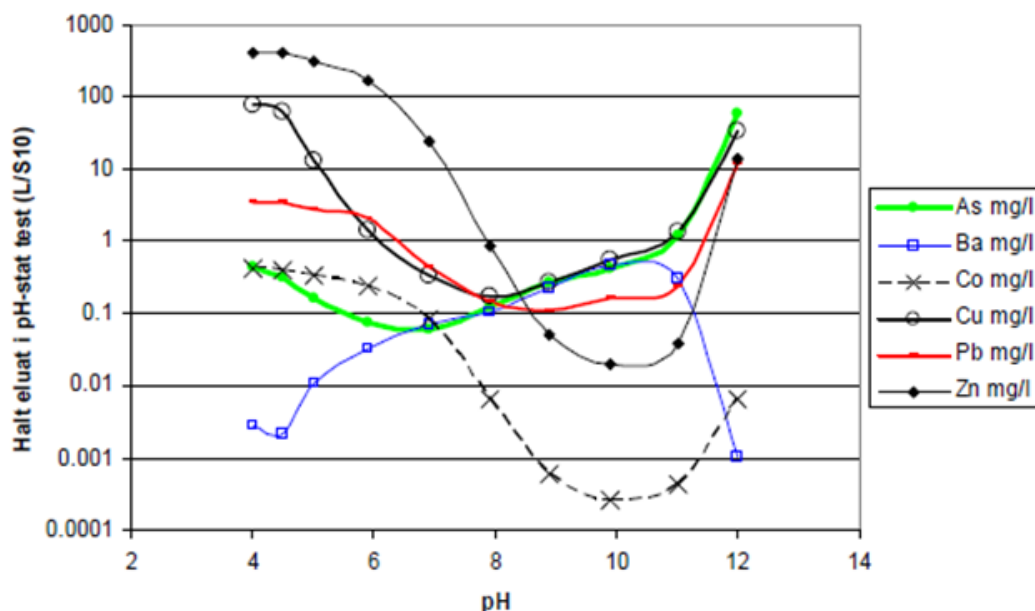
där n_{PL} (mg/kg TS) är den potentiellt lakbara mängden av metallen och c_{LS} (mg/l) är uppmätt totalkoncentration i lösningen. I Tabell 3 synliggörs att variationen är stor för K_d -värden för förorenade områden med en föroreningsgrad som överstiger gränsen för mindre känslig markanvändning (MKM).

Tabell 3. Sammanställning av K_d -värden (l/kg) för skaktester för mark med föroreningsgrad över gränsen för mindre känslig markanvändning (MKM), modifierad från Naturvårdsverket (2006).

	As	Cu	Cr	Pb	Cd	Zn	Ni
Medel	8 800	57 000	52 021	370 000	15 000	160 000	42 000
Median	890	10 000	14 225	36 000	4 600	16 000	9 000
5–percentil	120	550	1 300	1 100	150	280	300
95–percentil	57 000	320 000	250 000	2 700 000	76 000	730 000	160 000
Standardavvikelse	23 000	97 000	102 000	820 000	30 000	370 000	79 000

3.3.2 Utlakning och pH

Genom att studera eluat från laktest från en förorenad mark kan variation i utlakning ses beroende på pH i eluatet. I Figur 3 visas hur utlakningen för sex metaller varierar med pH för en förorenad mark i Danmark. För jordar generellt finns ingen entydig trend för hur utlakningen varierar med pH-värdet, men för koppar, bly och zink finns en viss tendens till ökad utlakning vid lägre pH. För arsenik, kadmium, nickel och krom däremot förekommer inte samma korrelation mellan eluathalt och pH (Naturvårdsverket, 2006).



Figur 3. pH-värdets inverkan på metallkoncentrationer i eluatet, från laktester på en förorenad mark i Danmark (Naturvårdsverket, 2006).

3.4 LAKTESTER

När tungmetallers potentiella påverkan på miljön undersöks är det viktigt att inte enbart se till total koncentration i marken. Biotillgänglighet och lakbarhet är viktiga faktorer att ta hänsyn till vid en miljöbedömning. Dessa processer påverkas av totalhalter men flera andra faktorer bidrar till metallernas potentiella miljöpåverkan. Det är därför viktigt att analysera metallernas löslighet och rörlighet i mark genom laktester. Det finns flera typer av utföranden av laktester som bland annat ett- eller tvåstegs skaktest, sekventiella extraktioner och perkolationstest (Naturvårdsverket, 2006).

3.5 BAKGRUNDSVÄRDEN AV TUNGMETALLER I SVENSKA MARKER OCH RIKTVÄRDEN FÖR FÖRORENADE MARKOMRÅDEN

Naturvårdsverket (2009) har studerat den naturliga halten av metaller i marken och sammanställt bakgrundsvärden för tungmetaller i svenska jordar. Flertalet områden i Sverige har av olika anledningar blivit förorenade och erhållit halter över bakgrundsvärdena. För att enklare kunna genomföra riskbedömning och klassning av dessa områden har generella riktvärden tagits fram. Dessa riktvärden är inte juridiskt bindande och halter över värdena kan ha olika följder för närmiljön beroende på platsspecifika förhållanden. För en fördjupad riskbedömning bör dessa specifika förhållanden beaktas (Naturvårdsverket, 2009).

Det är risken för eventuell exponering av tungmetaller från marken till människor och natur som styr riktvärdena, varför markanvändningen får en central roll i nivåsättningen. Till exempel är risken för exponering mer trolig om marken ska användas som lekplats än

industritomt. Därför har två kategorier, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM), skapats. De generella riktvärdena tillåter alltså högre halter vid mindre känslig användning och lägre halter vid känslig användning (Tabell 4).

Tabell 4. Generella riktvärden för tungmetallhalter i förorenad mark (mg/kg TS) för Känslig och Mindre känslig markanvändning, samt bakgrundshalt för ämnena. Modifierad från Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2009).

	Känslig markanvändning	Mindre känslig markanvändning	Bakgrundsvärde
Arsenik	10	25	10
Barium	200	300	80
Bly	50	400	15
Kadmium	0,5	15	0,2
Kobolt	15	35	10
Koppar	80	200	30
Krom (inkl. krom VI)	80	150	30
Nickel	40	120	25
Vanadin	100	200	40
Zink	250	500	70

4 ÖVERSILNINGSYTOR

Översilningsytor har länge använts för att ta emot dagvatten från olika källor som vägar, tak, mindre parkeringsplatser och andra hårdgjorda ytor. Översilningsytor utgör en flackt lutande gräsyta där dagvatten tillåts flöda i ett jämnt och långsamt flöde, så kallad översilning (Larm, 2000).

4.1 ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN

Översilningsytor kan användas i kombination med andra dagvattenreningsanläggningar som för-rening till biofilter och infiltrationsdiken eller som efterrening av våta dammar (NCDWQ, 2007). Svenskt Vatten rekommenderar att använda översilningsytor vid trafikleder där mer än 15 000 fordon/dygn passerar (Svenskt Vatten, 2011).

Det är de mindre regnen som bör användas vid dimensionering av reningsanläggningar då det är dessa regntillfällen som sammantaget skapar de mest förorenade avrinningsvolymerna (Larm, 2000). En översilningsyta passar som alternativ då föroreningsbelastningen är begränsad och tillrinningsområdet är mindre än 5 hektar (Larm, 2000).

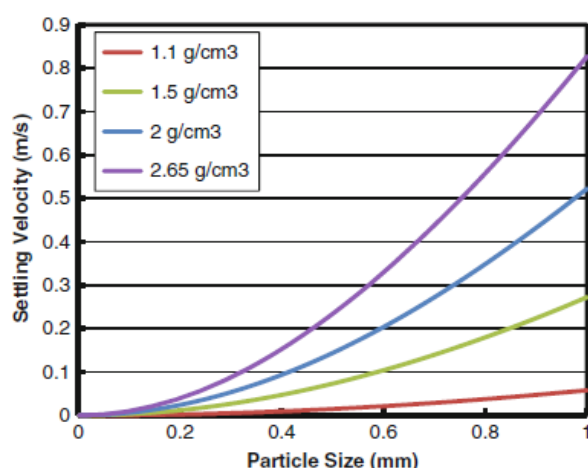
Då översilningsytor består av gräsytor kan de med enkelhet integreras i bostadsområden och antas ha hög acceptans bland de boende.

4.2 RENINGSPROCESSER I ÖVERSILNINGSYTOR

Det är flera mekanismer som skapar rening av dagvatten i en översilningsyta. De kan delas in i fysikaliska, kemiska och biologiska processer.

Sedimentation

Sedimentation är den viktigaste reningsprocessen i en översilningsyta. Vegetationen bromsar hastigheten på vattnet vilket förbättrar förutsättningarna för sedimentation och infiltration. Översilningsytor har dock en begränsad möjlighet att dämpa stora flöden. Flödet över gräsytan ska vara jämnt och långsamt för optimalt reningsresultat. Det är under dessa förhållanden som sedimentation kan gynnas. Sedimentation är en fysikalisk process där partiklar i en volym vatten sjunker och på så sätt avskiljas ur vattenmassan (Weiss m.fl., 2013).



Figur 4. Samband mellan sedimentationshastighet och partikelstorlek för olika densiteter (Weiss m.fl., 2013).

Olika partiklar har olika sedimentationshastighet (Figur 4) och mycket små partiklar kan hållas suspenderade under en lång tid i vatten. Sedimentationshastigheten är beroende av partiklarnas storlek, densitet och, i mindre grad, av vattnets temperatur. Sedimentationshastighet kan beskrivas med hjälp av Stokes lag (Ekvation 2).

$$V_s = \frac{g(s-1)d^2}{18\nu} \quad (2)$$

där V_s är sedimentationshastigheten för en fast partikel (m/s), s är specifik densitet (ingen enhet), g är gravitationsaccelerationen (m/s^2), d är partikelns diameter (m), ν står för kinematisk viskositet hos vätskan (vattnet) (m^2/s).

Filtrering

Filtrering skapar retention av partiklar i ett poröst medium eller vegetation, till exempel när vatten strömmar igenom en gräsyta. Partiklarna ”silas” genom materialet och uppehålls, vilket möjliggör att vattnet renas (Weiss m.fl., 2013).

Infiltration

Infiltration sker ofta i markbaserade system där vattnet perkolerar ner till grundvattnet. Det är när dagvattnet infiltrerar ner som de lösta metallerna kan avskiljas. Då vattnet flödar över ytan kan partikulärt bundna partiklar avskiljas genom filtration medan de lösta ämnena transporteras vidare (Clar m.fl., 2004).

Biologiska och kemiska processer

Organiskt material och organiska föreningar i dagvattnet kan brytas ner av mikroorganismer. Mängden organiskt material som finns tillgängligt för nedbrytning, och därigenom förbrukning av syre, brukar betecknas BOD (Biochemical oxygen demand). BOD beror av närvaron av bakterier och vilken typ av bakterier som finns samt vattnets temperatur (Weiss m.fl., 2013). Genom upptag av lösta föroreningar kan vegetationen bidra till avskiljningen av tungmetaller (Liu m.fl., 2008).

4.2.1 Reningseffektivitet

Översilningsytor fungerar väl när det gäller avskiljning av sediment (Tabell 5). Avskiljningen för partiklar över 125 μm anses god (Zanders, 2005), men avtar för partiklar mindre än 60 μm och reningseffektiviteten för partiklar under 32 μm är dålig (Zanders, 2005; Deletic, 2001). Reningsgraden är en funktion av inflödeshastighet, vegetationens täthet och sedimentets karaktär (storlek och densitet) (Deletic and Fletcher, 2006).

För att ytan ska prestera vid full kapacitet krävs att flödet hålls i det översta jordlagret. Då ett koncentrerat flöde uppstår på ytan minskar reningskapaciteten markant (Clar m.fl., 2004). Detta kan uppstå som en konsekvens av att vegetationen inte underhållits tillräckligt eller felaktigt. God reningseffektivitet bibehålls när flödet över ytan är jämnt fördelat och tillräckligt långsamt för att sedimentation ska ske.

Tabell 5. Reningsgrad (%) av TSS och metaller för översilningsytor sammanställt från olika studier.

Studie/källa	TSS	Metaller	Kommentar
Weiss m.fl. (2013)	75		
US EPA (Clar m.fl., 2004)	50–80	40–50	
(Deletic and Fletcher, 2006)	72		Sammanfattning av 7 studier
(Leeds m.fl., 1994)	80		Medeltal från 5 studier med varierad lutning (3–16 %) och längd (3–9 m)
Liu m.fl. (2008)	87		Median från sammanställning av 70 studier

Avskiljning av näringsämnen

Rening med översilning ger enligt Weiss (2013) en minskning av totalfosfor med 41 ± 33 %. Totalkväve och nitrat avskiljs sämre med 30 och 0 % respektive (Clar m.fl., 2004). Förmågan att fånga upp oxianjoner, som ortho-P, nitrat och nitrit är inte säkerställd. Då de är negativa joner adsorberar de inte i lika hög grad till lerpartiklar. Närvaro av aluminium- eller järnoxider kan skapa förutsättning för inbindning av negativa joner (Hunt and Winston, 2010).

Flödesreduktion

Flödesreduktion är inte översilningsytors primära syfte vilket har inneburit att det inte är lika studerat som till exempel avskiljning av sediment. Reduktion av flödesvolymen har varierat mellan 28 och 93 %, och toppflöden har reducerats mellan 23 till 89 % enligt flera studier i North Carolina (Hunt and Winston, 2010).

4.3 UTFORMNING AV ÖVERSILNINGSYTA

4.3.1 Dimensionerande flöde

Den volym vatten som en dagvattenanläggning kan motta anpassas efter vilken mängd vatten som förväntas bildas över avrinningsområdet i kombination med vilket flöde som tillåts nedströms. Till en översilningsyta bör ej det tillrinnande flödet överstiga 30 l/s (Larm, 2000). Om flöden högre än 30 l/s förväntas uppstå kan det vara nödvändigt att utjämna flödet uppströms ytan.

För att minimera risken för erosion bör hastigheten på vattnet som rör sig över översilningsytan inte överstiga 0,04 m/s och under dimensionerande regn bör hastigheten maximalt vara 0,3 m/s. Genom att dimensionera för 5–10-årsregn anses risken för erosion minskas, varför detta rekommenderas av Larm (2000). Storey m.fl. (2009) rekommenderar flöde över ytan mellan 0,14 och 0,28 m/s och ett maximalt flöde på 0,84 m/s. Det tänkta avrinningsområdet bör inte ha mer än 16–21 % hårdgjorda ytor (Clar m.fl., 2004). Begränsningen av hårdgjorda ytor minskar risken för höga flöden som kan skapa koncentrerat flöde över ytan.

Genom att använda rationella metoden kan ett dimensionerande flöde bestämmas (Ekvation 3). I den rationella metoden används avrinningskoefficienter för att beskriva hur stor del av den totala ytan som deltar i avrinningen, eller hur stor andel av vattnet som hamnar på ytan som deltar i avrinningen (Larm, 2000).

$$Q_{dim} = i(t_r) \cdot \varphi \cdot A \quad (3)$$

där Q_{dim} är det dimensionerande flödet (l/s), $i(t_r)$ är den dimensionerande regnintensiteten under varaktigheten t_r , φ är den områdesspecifika avrinningskoefficienten och A är avrinningsområdets area.

4.3.2 Fördelningsanordning för inloppsvatten

En fördelningsanordning längs övre kortsidan av en översilningsyta bör konstrueras för ett jämnare inflöde. Det är av stor vikt att det översilande vattnet inte tillåts att forma fåror eller rännilar över ytan. Vattnet passerar då med mycket högre hastighet än planerat och både fördröjnings- och reningsfunktionen reduceras. Med en fördelningsanordning kan en jämnare översilning av vattnet lättare skapas och förutsättning för hög funktion och föroreningsreduktion behållas. Anordningen kan till exempel bestå av makadam eller av en träkonstruktion (Hunt and Winston, 2010).

4.3.3 Översilningsytans storlek

En av de viktigaste parametrarna för en väl fungerande översilningsyta är längden över vilken sedimentation kan ske. De finaste partiklarna behöver längre sträcka att sedimentera över och en underdimensionerad yta klarar därför inte att hålla den fraktion av sedimentet där de flesta föroreningar finns bundna.

Larm (2000) redovisar en minsta rekommenderad längd på 5-25 m och minsta bredd på 2,5-3 m, vilket ger en rekommenderad minsta area på 12,5–75 m². Water Environment Federation (WEF) har en liknande rekommendation på 4,5 m som minimum för ytans längd. Storleken på ytan ska sättas i relation till avrinningsområdet, med ytbehov på översilningsytan på ungefär 700 (150–1300 m²) m²/reducerad ha. Reducerad ha innebär den del av avrinningsområdet som bidrar till ytavrinning till översilningsytan.

Längden på översilningsytan beror också av flödet då en högre hastighet kräver en längre yta för samma sedimentation och avskiljning av sediment från dagvattnet, särskilt partiklar större än 57µm (Deletic and Fletcher, 2006). Deng m.fl. (2011) fann att reningseffektiviteten för sediment minskade vid ökat inflöde.

Ytans längd är styrande för hur lösta ämnen avskiljs och längder uppemot 90 m har diskuterats för rening av lösta ämnen i dagvattnet. US EPA menar samtidigt att reningseffektiviteten avtar efter 18 m. Den största reningseffektiviteten sker i intervallet 6 -18 m (Clar m.fl., 2004). Därför kan en översilningsytas längd dimensioneras till 15–23 m med tillägg för lutning med 1,2 m för varje procentenhets lutning. New Jersey State menar att det endast är 30 m som kan antas delta i reningsprocessen och de rekommenderar en minsta längd för översilningsytor på 7,5 m (New Jersey Department of Environmental Protection, 2014). Studier i Kina visade att det är de första 10 m som är aktiva i sedimentavskiljning (Deng m.fl., 2011).

North Carolina Division of Water Quality menar att bredden (vinkelrätt mot flödet) ska vara minst 4 m och max 40 m beroende på vegetation och tillrinning. För en gräsbeklädd yta bör bredden vara 4 m för varje 30 liter/sekund som ytan beräknas kunna motta (NCDWQ, 2007). Om ytan är skogbeklädd krävs dock minst 50 m. Längden för alla typer av ytor rekommenderas till minst 15 m.

4.3.4 Lutning

För att upprätthålla ett jämnt flöde över ytan krävs en uniform lutning i längsgående riktning. Lutningens storlek beror av det dimensionerande flödet. En översilningsyta med lägre inflöde

kan klara högre lutning och samtidigt bibehålla en jämn översilning över ytan. Hur mycket sedimentation som ytan kan skapa beror av lutning, men är samtidigt en funktion av översilningsytans bredd, vegetationstyp och dagvattnets karaktärstik (Pan m.fl., 2011). Pan m.fl. (2011) fann att fastläggningen av sediment avtog både med högre lutning och vid längre avrinningstillfällen och att kapaciteten att fånga sediment avtog exponentiellt med avrinningstiden.

Många olika rekommendationer har hittats i litteraturen angående översilningsytors lutning (Tabell 6) men generellt rekommenderas lutning under 15 %. Högre lutning går att genomföra med tillfredsställande resultat men rekommenderas endast i områden med icke-intensiva regntillfällen (WEF Press, 2012). Deletic m.fl. (2005) menar att lutning upp till 23 % har studerats med gott resultat gällande sedimentavskiljning. Vid en högre lutning ökar också skjuvkraften i jordmaterialet vilket ökar risken för erosion (Clar m.fl., 2004).

Tabell 6. Sammanställning av lutningsrekommendationer för översilningsytor (%).

	Rekommenderad lutning	Kommentar
Larm (2000)	2–5 %	
WEF (2012)	5–10 %	1–15% lutning är typisk utformning men rekommenderar 5–10 %.
Liu m.fl. (2008)	9 %	Genom regressionsanalys av 79 studier har en optimal lutning för sedimentavskiljning tagits fram.
North Carolina State (2007)	< 15%	
New Jersey State (2014)	5–8%	Den högre lutningen passar en översilningsyta högre infiltrationskapacitet.

4.3.5 Hydrologi och flöde

Både ytavrinning och infiltration sker i en översilningsyta. Grundvattenytans avstånd från markytan bör vara mer än 0,5 m (Larm, 2000). Översilningsytor klarar ett relativt högt grundvattenstånd då vattnet infiltrerar från markytan (Knight m.fl., 2013). Ytan används inte endast för hantering av sediment och föroreningar utan kan också ses som ett led i att upprätthålla den hydrologiska cykeln i området då viss mängd av vattnet återförs grundvattnet.

Ett examensarbete som utvärderat vattenbalans hos översilningsytor, med hjälp av modelleringsverktyget MIKE SHE (DHI, n.d.), visade att den omättade zonens storlek har stor inverkan på infiltration och avrinning (Valtersson, 2010). Studiens resultat visade att grundvattennivån högst upp i översilningsytan är betydelsefull då mest förorenat dagvatten inkommer i denna punkt. Parametrar som hydraulisk konduktivitet och grundvattennivå vid foten av slänten reglerar denna process och genomsläppligheten bör balanseras mot vattenhållande förmåga så att vattenmättnaden i jordprofilen hålls på önskad nivå.

4.3.6 Vegetation

Vegetationen hos översilningsytor är oftast gräs, med höjd 50–100 mm (Larm, 2000) som växer med en hög täthet. En tät vegetation skapar reducerad hastighet och underlättar därmed infiltration. Ifall vegetation saknas på mer än 20 % av ytan finns stor risk att reningen minskar signifikant (WEF Press, 2012). En frisk och frodig vegetation är viktig för reningseffektiviteten hos en översilningsyta och det är viktigt att se till att marken inte torkar

ut under sommarhalvåret. Vegetationens tätheten bidrar med att skapa förutsättning för sedimentation då flödet filtreras genom blad och stammar (Weiss m.fl., 2013). Rotsystemen hos vegetationen bidrar också till att skapa fördelaktiga porer för infiltration av vatten i marken. Vegetationens funktion är även att minska risken för erosion i ytan. Leeds m.fl. (1994) menar att gräs är mer effektivt än bredbladade växter för att hålla kvar jordpartiklar, då gräsets rotsystem bildar ett heltäckande filtersystem. Vegetationens växthöjd är också av betydelse. Om vattennivån i ytan blir för hög finns risk att vegetationen viker sig och lägger sig parallellt med flödesriktningen. Om detta sker minskar plantornas förmåga att sakta ner flödet och möjliggöra sedimentation (Liu m.fl., 2008). Vegetationen måste ha etablerats till sin fulla kapacitet innan dagvatten kan anslutas till anläggningen. Det tar ungefär tre år från etablering till full kapacitet uppnås (Dosskey m.fl., 2007). Saltning under vinterhalvåret kan skada vegetationen i översilningsytan. Grässorten svingel har visat sig klara vägsalt och rekommenderas för platser med hög belastning av vägsalt (NCDWQ, 2007).

I North Carolina, USA, är gräs ett minimikrav vid anläggning av översilningsyta för att uppnå minsta reningskrav (Hunt and Winston, 2010). Högre rening kräver ängsvegetation med inslag av träd och buskar (New Jersey Department of Environmental Protection, 2014).

4.3.7 Jordegenskaper

För en översilningsyta är infiltrationskapaciteten viktig. Larm (2000) anser att lerhaltig och/eller jord med organiskt material är önskvärd för god rening med hjälp av jordmaterialet. Valtersson (2010) menar att anläggning av en översilningsyta med övervägande lermaterial är olämpligt då genomsläppligheten blir för låg och ytavrinningen då ökar. Samtidigt framförs en reservation för att genomsläppligheten inte heller bör vara för hög eftersom transport av förorenat vatten inte hinner renas tillräckligt innan det når grundvattnet. WEF (2012) menar att en alltför lerig jordtyp bör undvikas. US EPA rekommenderar en jord med infiltrationskapacitet om 6,9 mm/h eller mer (Clar m.fl., 2004). Genom att bredda ytan kan en lägre infiltrationskapacitet accepteras. Organiskt material, som till exempel torv eller krossat löv, kan blandas in i jorden så att jordens förmåga att binda in metaller ökar (Clar m.fl., 2004). North Carolina Division of Water Quality menar att med rätt vegetation kan en jord med liten infiltrationskapacitet också fungera tillfredsställande men att en väl-dränerad jord är att föredra (NCDWQ, 2007).

Det är i genomsnitt endast den översta halvmeteren av jorden som deltar i adsorptionsprocessen, men detta varierar mellan olika jordar (Weiss m.fl., 2013). Jorden i en översilningsyta kommer efter en viss tid behöva bytas, då jorden tillslut kommer ge ifrån sig de föroreningar som ackumulerats under en längre tid.

4.3.8 Underhåll

Kontinuerlig övervakning och kontroll av översilningsytors reningsförmåga rekommenderas inte (Weiss m.fl., 2013). Ofta har inte ytorna något definierat in- eller utlopp vilket försvårar provtagning av rening och flödesreducering. Hur frekvent underhåll behöver ske beror av dagvattnets och tillrinningsområdets karaktär men vegetationen bör underhållas minst en gång per år (Weiss m.fl., 2013).

Visuell inspektion av anläggningen och underhåll av vegetationen bör genomföras årligen för att få en uppfattning om anläggningens funktion. Problem såsom erosion, igensättning eller försämrad infiltrationskapacitet i marken eller rännilar (som ökar risken för erosion) över ytan kan uppstå hos en översilningsyta. Infiltrationskapaciteten bör studeras och en inspektion kan göras efter 48 timmar. Då ska den största delen av dagvattenvolymerna avrunnit eller infiltrerat (Weiss m.fl., 2013). Stående vatten på en översilningsyta kan innebära att

vattennivån nedströms är hög och skapar översvämning eller att porer i jordhorisonten är blockerade och infiltrationen minskad. Då vatten uppehåller sig för länge över en infiltrationsyta sedimenterar vattnet på ytan och ett skikt av fint material går att se på ytan (Weiss m.fl., 2013).

Om växtligheten visar tecken på sjukdom kan det vara en indikation på att vegetationen stått under vatten under vissa perioder och att växterna har blivit vattenskadade. Det är mycket centralt för en översilningsytas funktion att vegetationen är tät och frisk. Om en art trivs alltför bra finns en risk att biodiversiteten hämmas och att vissa arter slås ut.

För att utvärdera förändringar hos infiltrationskapaciteten bör den mättade hydrauliska konduktiviteten bestämmas vid flera punkter på översilningsytan och vid olika tidpunkter över året då infiltrationen kan variera. Testerna ska helst ske när anläggningen är nybyggd för att på så sätt skapa en baslinje för jämförelsen (Weiss m.fl., 2013). Med flera mätvärden går det att avgöra om det endast är delar av ytan som behöver underhåll, vilket blir billigare än att göra strukturförbättringar över hela översilningsytan.

4.3.9 Kostnader

Översilningsytor anses vara billiga både att underhålla och att uppföra. De kräver begränsad skötsel. Enligt Stockholm Vatten kostar det 100 000–150 000 kr/ha att anlägga en översilningsyta, inräknat projekteringskostnad om 10–20 % (Stockholm Vatten, n.d.).

5 UTJÄMNINGS- OCH AVSÄTTNINGSMAGASIN

Det finns flera olika typer av magasin som tar tillvara och lagrar dagvatten, däribland fördröjningsmagasin (öppna och underjordiska), perkolationsmagasin, avsättningsmagasin samt makadammagasin. Denna litteratursammanställning behandlar utjämnings- och avsättningsmagasin.

Magasinen kan skapas direkt på platsen som en platsgjuten konstruktion eller byggas på en extern plats av till exempel plastkassetter och sedan installeras. De är ofta placerade i anslutning till eller under trafikerade vägar eller parkeringsplatser. Underjordiska magasin byggs med fördel då utrymmet för dagvattenhantering är begränsat eller mycket kostsamt. De passar bra för täta, urbaniserade områden då magasinerna kan svara mot högt ställda krav på lagringsvolym (US EPA, 2001). Dock tas ofta mer djup i anspråk än för andra lagringsanläggningar såsom dagvattendammar.

Då systemen ofta placeras under jord är risken liten för allmänheten att ta skada av dem eller motsätta sig dess närvaro av estetiska eller andra skäl.

5.1 UTFORMNING

Magasinens utformning kan avvika mycket mellan olika anläggningar. Vissa system består av rörledningar eller plastkassetter medan andra system är en eller flera större hållrum av exempelvis betong. Lokala förutsättningar är ofta det som begränsar och skapar villkoren för utformningen. Storleken, formen och den fysiska karaktären på området för byggnationen är viktiga parametrar att beakta innan utformningen av systemet sker (US EPA, 2001).

Betongstrukturer, rektangulära eller i form av rörledningar, kräver ett kontinuerligt utrymme utan vinklar. Rörkonstruktioner av plast eller metall däremot är mer anpassningsbara och klarar att placeras i oregelbundna och vinklade utrymmen. Ofta krävs endast lite utfyllnad mellan anläggningen och markytan. Rektangulära anläggningar klarar att magasinera en större volym per utgrävd volymenhet än rörledningsanläggningar (US EPA, 2001).

När hela avrinningsvolymen transporteras genom magasinet kallas det online-system, tillskillnad från offline-system där in- och utflöde är separerade från magasinet. Offline-system mottar en viss mängd av avrinningsvolymen och volymer över magasinets kapacitet tillåts passera utan att uppehållas i magasinet (PUB, n.d.).

Li m.fl. (2008) har undersökt ett avsättningsmagasin indelat i två delutrymmen, ett som omhändertar *first flush* genom lagring i 24 h och ett för det resterande kontinuerliga flödet. De fann att den optimala relationen mellan de båda utrymmenas volym var 3:1, där förvaringsdelen är den största. Detta system har en god avskiljningsförmåga och en stigande reduktion av partiklar sker med upp till 80 % reduktion. Detta sker vid 13 mm dimensionerande regn. En ökad reduktion skedde också för enskilda metaller när dimensioneringen av anläggningen ökade.

5.2 DIMENSIONERANDE FLÖDEN

Utgjänningsvolymen ska anpassas så att en avrinning från ett större regn kan uppehållas. Vilken återkomsttid som väljs beror på den aktuella situationen. Det kan i vissa fall vara önskvärt att överdimensionera magasinet för att undvika översvämningar i transportsystemet nedströms (Larm, 2013). Utjämningsvolymen, V_d (m³), styrs av inflöde, Q_{in} (m³/s), utflöde eller avtappning, Q_{ut} (m³/s), och regnvaraktighet, t_r (s) (Ekvation 4) (Larm, 2013). Den maximala volymen erhålls då den dimensionerande regnintensiteten används.

$$V_d = t_r \cdot (Q_{in} - Q_{ut}) \quad (4)$$

Vid användning av rörmykning och utflöde genom potentialskillnad kan Ekvation 5 användas

$$Q_{ut} = C_{rör} \cdot A_{rör} \cdot \sqrt{2gH} \quad (5)$$

där Q_{ut} är flödet på utloppsvattnet (m^3/s), $C_{rör}$ är rörets utloppskoefficient (enhetslös), $A_{rör}$ är rörets area, g är gravitationsaccelerationen (m/s^2) och H är tryckpotentialskillnaden från den högsta nivån i magasinet till rörets centrum (m).

Utloppet ska placeras på ett sådant sätt att inflöde vid höga vattennivåer nedströms förhindras (PUB, n.d.). Magasinet bör luta svagt mot utloppet så risken för stående vatten i systemet minimeras. Stående vatten kan skapa anaeroba förhållanden i magasinet, vilket skapar förutsättningar för metangas och svavelväten att skapas.

Om magasinet är fyllt med ett fyllnadsmaterial krävs en ökning av volymsberäkningarna med en faktor 3 för makadammagasin och faktor 8,6 för skelettjordfyllda magasin (Larm, 2013).

Om magasinet skulle bli vattenfylt ska överflödande vatten kunna ledas vidare på ett sätt som inte skadar omgivningen (Svenskt Vatten, 2011).

Exfiltration

Visst läckage till omgivande mark, och i förlängningen grundvattnet, kan ske från magasinet om grundvattennivån ligger mer än 0,5 m under magasinets botten. Läckaget, exfiltrationen, från magasinets botten bör inte ingå i beräkning av utjämningsvolymen då utflödet minskar med tiden allteftersom sediment ackumuleras på botten. Däremot kan viss exfiltration från väggarean medräknas. Då antas halva perkolationshastigheten vara gällande för utflödet (Larm, 2013).

I vissa fall är exfiltration en avsiktlig och planerad utloppsväg. Den omgivande jorden bör då vara tillräckligt väl-dränerad så att översvämningar i anläggningen undviks. Grundvattennivån bör också ligga på en nivå som möjliggör perkolation. I sådana system bör sandfilter installeras för att minska risken för igensättning av det permeabla lagret (US EPA, 2001).

Vid byggnation av ett magasin är kunskap om grundvattennivån betydelsefull då magasinet kan vattenfyllas underifrån vid högt grundvattenstånd (Svenskt Vatten, 2011).

5.3 RENINGSPROCESS

Den viktigaste reningsprocessen av dagvatten i ett magasin är sedimentation. Vattnet uppehålls i magasinet så att suspenderat material kan sedimentera och skiljas från utloppsvattnet. Magasin har låg avskiljningsförmåga vad gäller lösta föroreningar och fina fraktioner av sediment. Studier på två utjämningsmagasin i Stockholm visade låg avskiljning av lösta föroreningar (Karlsson, 2009). Genom tillsats av fällningskemikalier, som till exempel aluminium eller järnsalt, kan reaktioner med fint suspenderat material ske och reningsgraden förbättras. Partiklarna binder då till utfällda metallhydroxider och bildar aggregat och de nya, större partiklarna sedimenterar snabbare. En viss slamproduktion sker vid koaguleringsprocessen vilket skapar ett större underhållsbehov (Larm m.fl., 2002). Fällningskemikalier har dock inte gett tillfredsställande resultat vid Norra Länkens avsättningsmagasin (Stockholm Vatten, 2001).

5.4 FÖRORENINGSREDUKTION

Ibland framhålls att underjordiska magasin inte främst är till för rening av dagvatten (Knox County, 2008). Scholes m.fl. (2008) rankar sedimentationsmagasin underst i en genomgång av långsiktigt hållbara reningsalternativ för dagvatten.

För att minska införsel av sediment kan ett sandfilter/sandfång konstrueras i samband med inloppet. På detta sätt kan magasinet vara i funktion en längre tid innan underhåll är nödvändigt. Underhåll av sandfiltret krävs då mer ofta.

Stockholm Vatten studerade under september–april år 2000–2001 reningseffektiviteten för ett avsättningsmagasin i området Ryska smällen i Stockholm (Aldheimer, 2004). Reduktionen varierade stort för flera ämnen men var i medel relativt hög med över 50 % reningsgrad för 9 av 10 undersökta parametrar. Inget samband mellan uppehållstid och reduktion av suspenderat material kunde urskiljas. Stockholm vatten fann dock att högre andel oorganiskt material än organiskt material (Aldheimer, 2004). Detta visar att tyngre material, oorganiska partiklar, sedimenterar i högre grad än lättare organiska ämnen. I Tabell 7 sammanfattas deras resultat tillsammans med resultaten av två andra studier.

Tabell 7. Reduktion (%) av metaller, näringsämnen, olja och TSS för magasin i Stockholm och Los Angeles, USA.

Ämne	Ryska smällen medelvärde (min–max) (Aldheimer, 2004)	Avsättningsmagasin i Los Angeles (Li m.fl., 2008)	Norra Länkens avsättningsmagasin (Stockholm Vatten, 2001)
TSS	83 (66–99)	85	
Pb	74 (50–99,8)	50–70	73
Cd	57 (0–92)	20	50
Cu	67 (18–96)		67
Cr	70 (37–98)	50–70	63
Ni	64 (0–94)		
Zn	65 (30–97)	20	56
Tot.-N	15 (-26–40)		
Tot.-P	65 (26–95)		
Olja	39 (-35–87)		73

Eftersom många magasin är utformade för att motta *first flush* vid ett avrinningstillfälle och fylla magasinet med den mest förorenade delen av avrinningsvolymen, finns en risk att reningsgraden överskattas då den del av avrinningsvolymen som passerar förbi magasinet inte inkluderas i studier av föroreningsreduktion hos magasin (Li m.fl., 2008).

Wilson m.fl. (2007) har studerat sedimentavskiljning för sex olika typer av underjordiska magasin och funnit ett förhållande mellan avskiljningen och anläggningens Péclet-tal där avskiljningen når sitt maximum vid $Pe \approx 2$. Péclet-talet anger relationen mellan advektiv och diffusiv transport (se sektion 4.1) enligt Ekvation 6.

$$Pe = \frac{V_s \cdot d \cdot h}{q} \quad (6)$$

där Pe är Péclet-talet, V_s är sedimentationshastigheten (m/s) för den finaste fraktionen som ska hinna sedimentera, d är djupet hos magasinet (m), h är längden hos magasinet (m) och Q är flödes hastigheten hos det inkommande vattenflödet (m^3/s). Då V_s och Q ofta är kända kan magasinets höjd och djup bestämmas genom att sätta Pe till 2.

Underdimensionerande magasin har inte tillräcklig sedimentationskapacitet och har därför en lägre reningseffektivitet. (Bressy m.fl., 2012) fann ingen ökad effektivitet av större magasin efter en viss gräns, ungefär 30–50 m^3 /reducerad ha, enligt modelleringsresultat. Förbildning

av dagvattnet korrelerar med avskiljning av TSS (Bressy m.fl., 2012). Modelleringsresultaten visade bättre avskiljning med offline-system än för online-system.

5.5 UNDERHÅLL

Underjordiska magasin är mer krävande vad gäller underhåll än liknande system som är öppna, till exempel dagvattendammar, eller magasin ovan marknivå. Då sedimentation sker i magasinet är det av vikt att kunna rensa samlade mängder sediment med jämna mellanrum, vilket kan vara problematiskt för vissa underjordiska magasin. Efter undersökningen av Ryska Smällens avsättningsmagasin i Stockholm gjordes bedömningen att magasinet bör tömmas vart fjärde till vart femte år (Aldheimer, 2004). Annars föreligger risk att sedimentet virvlas upp vid turbulent flöde och reningseffektiviteten reduceras. Sedimentet kan laka ut metaller som är löst bundna och god rening bibehålls genom att sedimenten avlägsnas (Karlsson, 2009). Inspektion av eventuella pumpar rekommenderas till en gång per år (PUB, n.d.) Inlopp och utlopp bör rensas från skräp varje månad (Knox County, 2008).

5.6 KOSTNADER

Avsättningsmagasin är relativt dyra och kostnaderna kan variera stort. Slutkostnaden beror bland annat på materialkostnader, dimensionerad storlek och underhållsbehov (US EPA, 2001).

Då ytan ovanför underjordiska magasin kan användas till parkeringsytor eller annat, kan en högre installationskostnad vara motiverad än till exempel för våtmarker eller dagvattendammar. Detta är giltigt speciellt där hög konkurrens finns om utrymmet där dagvattenanläggningen ska placeras.

Total investeringskostnad för Norra Länkens avsättningsmagasin var 12 miljoner SEK (1990/91) och därtill kommer en driftskostnad på ungefär 45 000 SEK årligen (Stockholm Vatten, 2001). För avsättningsmagasinet vid Ryska Smällen i Stockholm är motsvarande siffror 2 miljoner för anläggning och 70–75 000 kr/år för underhåll (Aldheimer, 2004). Vid bortförsel av sediment tillkommer ytterligare 600 kr/m³.

6 METOD

Översilningsytan i Kvisthamra, Norrtälje, utvärderades genom analys av jordprover. Analyserna bestod av bestämning av torrsubstansfaktor, totalhalter av 10 tungmetaller, kornstorleksfördelning, glödningsrest, laktest, löst organiskt kol samt en topografiavvägning. Utjämningsmagasinet i Gustavsberg utvärderades med hjälp av flödes- och regnmätning.

6.1 ÖVERSILNINGSYTA I KVISTHAMRA, NORRTÄLJE

6.1.1 Platsbeskrivning

Kvisthamra är beläget söder om centrala Norrtälje och området avvattnas till Norrtäljeviken. Området har historiskt sett varit en del av havsviken men är numer en dal med relativt branta sluttningar, särskilt söderut där en mindre skidanläggning är belägen. Den norra sluttningen är bebyggd med villor. I det område vars dagvatten leds till översilningsytan ligger lägenhetskomples och mindre företagsbyggnader, en mindre parkering samt grönområden (Norén, 2001). Ungefär 20 m väster om översilningsytan löper en större väg (Figur 5). Avrinningsområdets yta är 14 ha enligt den utredning som gjordes innan byggnation av dagvattenhanteringen i Kvisthamraområdet (Norén, 2001).

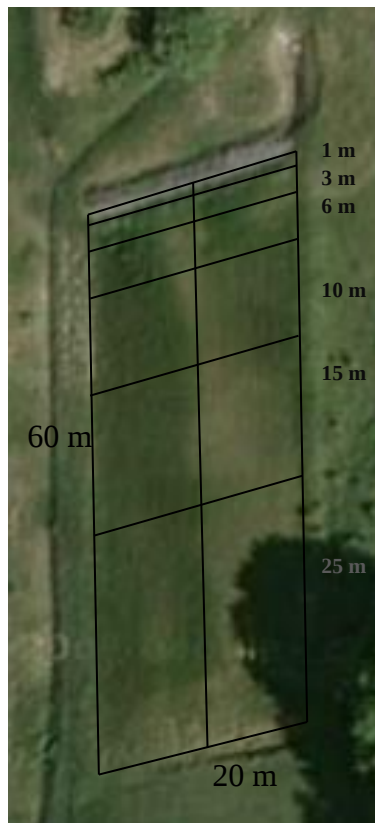


Figur 5. Flygfoto över översilningsytan. Bild från Google Maps. Hämtad den 2015-02-06.

Översilningsytan och andra dagvattenåtgärder byggdes i området under 2001 i samband med en större satsning på dagvattenhantering. Ytan underhålls varje år genom slåtter av vegetationen. Vegetationen är tät och består till stor del av gräs och klöver.

6.1.2 Provtagning

Översilningsytan delades in i 6 sektioner från norr till söder samt i en östlig och en västlig del, vilket gav ett rutnät med 12 rutor. Då tungmetallhalterna förväntades vara högre närmare inloppet utformades sektionerna så att de var smalast närmast fördelningsdiket för att sedan bli bredare längre ifrån (Figur 6). Varje ruta provtogs vid två djup, vid 0-5 cm och 20-30 centimeters djup. Ett referensprov togs i det sydöstra hörnet där översilningsytan antogs vara minst påverkad av dagvatten men jordsammansättningen liknande den i övriga översilningsytan. För varje ruta samlades cirka 10 jordprover in för båda djupen och proverna från samma djup lades ihop till ett representativt prov för varje ruta. Metallkoncentrationerna för varje sektion är alltså ett medelvärde av hela rutan och det finns medelvärden för både 0-5 cm och 20-30 cm djup. Jordproverna samlades in med hjälp av en jordprovtagare (Figur 7).



Figur 6. Sektionsindelning och den öst/västliga indelningen av översilningsytan. Bild hämtad från Google Maps 2015-01-16.



Figur 7. Jordkolonn upptagen med jordprovtagare.

6.1.3 Jordanalyser

Flera analyser genomfördes på de insamlade jordproverna.

Torrsubstansfaktor

Genom att upphetta lufttorkad jord till 105 °C kan torrsubstansfaktorn beräknas. Då anses provet vara helt torrt, endast en mycket liten mängd kemiskt bundet vatten kan finnas kvar i jordprovet efter uppvärmning över vattens kokpunkt. Analysen genomfördes av analysföretaget ALS enligt standard SS 02 81 13-1.

Totalhalter

Jordprover från olika avstånd från fördelningsdiket samt på två djup skickades till ackrediterat labb för bestämning av totalkoncentrationer av metaller. De metaller som undersöktes ingick i ett förbestämt analyspaket. Metallerna i paketet var arsenik, barium, bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, nickel, vanadin och zink.

Analysproverna torkades vid 50°C och elementhalterna TS-korrigerades. Detta innebär att totalhalterna korrigerades till att beakta endast torr vikt av proven. Upplösning skedde i mikrovågsugn med 5 ml koncentrerad HNO_3 + 0,5 ml H_2O_2 . Analysprovet siktades genom en 2 mm siktduk. Analys skedde enligt EPA-metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-MS).

Kornstorleksfördelning

Hydrometermetoden användes för att bestämma jordens sammansättning i genomsnitt för alla sektionerna och ett delprov från varje sektion lades ihop till ett gemensamt prov som analyserades. Principen bygger på att olika partiklar sedimenterar olika fort när de är

uppblandade i lösning. Densiteten på suspensionen mäts efter olika sedimentationstider med hjälp av en hydrometer och översätts till partikelstorlek på de suspenderade partiklarna vid olika tidpunkter (SLU, 2011). Samlingsprovet bestod av en lika stor mängd jord från varje sektion. Provet siktades genom en 2 mm sikt, grovjorden vägdes och separerades från finjorden. Inga partiklar var större än 6 mm då alla passerade igenom en 6 mm sikt. Organisk substans i provet avlägsnades med väteperoxid. Andelen sand bestämdes genom siktning med en 0,2 mm sikt, sanden togs åt sidan, torkades och vägdes. Sedimentationsanalysen genomfördes sedan på det kvarvarande provet, med partiklar mindre än 0,2 mm. Sedimentationsanalysen pågick i 24 timmar med avläsning vid olika tidpunkter.

Glödgningsrest

En del av jordprovet som användes för analys av kornstorleksfördelningen användes för analys av organiskt material. Provet vägdes och placerades i ugn i 550 °C under 4 timmar. Viktförlusten hos provet motsvarade det kemiskt bundna vattnet och organiskt material. En justering gjordes för att kompensera för vattenförlusten så att enbart det organiska materialet utvärderades.

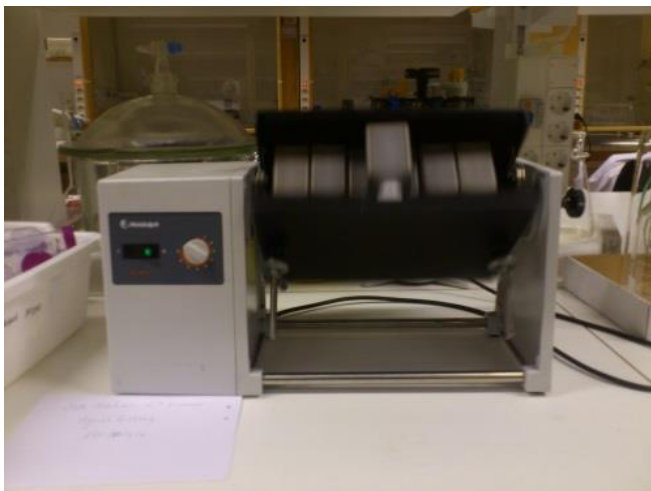
Laktester

För laktesterna användes fuktiga jordprover från varje sektion. De siktades med en 4 mm sikt och finjorden användes för analys. För att bestämma våtvikt och torrsvikt, genomfördes samma procedur som för torrsbstansfaktor. Fuktinnehållet beräknades enligt Ekvation 7

$$M_n = \frac{(W_w - W_d)}{W_d} \cdot 100 \quad (7)$$

där M_n (%) är fuktinnehållet, W_w (kg) är våtvikt och W_d (kg) är vikten på provet efter torkning i 105 °C.

30 gram jord från varje sektion skakades i 24 h i en end-over-end skakmaskin (Figur 8) tillsammans med 60 ml 1 mM kalciumklorid (CaCl_2). Proportionen mellan vätskans och jordens massa (Liquid/Solid) är då 2 och detta kallas L/S-kvot 2. Den skakade suspensionen centrifugerades i 20 minuter för att separera eluatet från jordmaterialet. En mindre mängd av eluatet analyserades för pH-värde. Den resterande volymen filtrerades med 0,2 µm filter innan analys för DOC och metallkoncentration. För att behålla metallerna i löst tillstånd innan analysen tillsattes 15 % HNO_3 . För att bestämma den geokemiskt aktiva och potentiellt lakbara koncentrationen av metaller i marken användes istället för saltlösning salpetersyra (0,1 M HNO_3). Proceduren upprepades analogt med tillvägagångssättet för saltlösningen, jordproverna skakades, centrifugerades och filtrerades. Endast 2 gram jord användes. Metoden som användes är baserad på den senaste standardiserade europeiska metoden ISO/TS 21268-1 men är dock något förenklad.



Figur 8. Jordproverna skakas i en end-over-end maskin innan centrifugering.

Löst organiskt kol

Från lakvätskan togs ett mindre prov som analyserades för TOC/DOC-innehåll. Ett prov gjordes för varje sektion, samt ett för referensprovet, för att se om någon trend fanns över ytan. Analysen genomfördes på labb på Kungliga Tekniska Högskolan (KTH).

För att beräkna fördelningen mellan fast och löst fas, K_d -värdet användes metallanalyserna från utlakningen med salpetersyra. Koncentrationen behövde beräknas om från $\mu\text{g/l}$ till mg/kg TS (Ekvation 8).

$$C_{\text{jord}} = C_{\text{vatten}} \cdot \frac{V_{\text{HNO}_3} + 0,01 \cdot M_n \cdot W_{\text{soil}}}{W_{\text{soil}} - 0,01 \cdot M_n \cdot W_{\text{soil}}} \quad (8)$$

där C_{jord} (mg/kg TS) beskriver halten för varje kg torrs substans, C_{vatten} (mg/l) är koncentrationen i lösningen, V_{HNO_3} (l) är volymen salpetersyra, M_n (%) är fukttinnehållet, W_{soil} (kg) är den invägda volymen jord. När den provtagna jorden inte är källan till föroreningen är det mer meningsfullt att använda den geokemiskt aktiva fraktionen som den fasta fasen vid bedömning av K_d -värde (KTH, 2013).

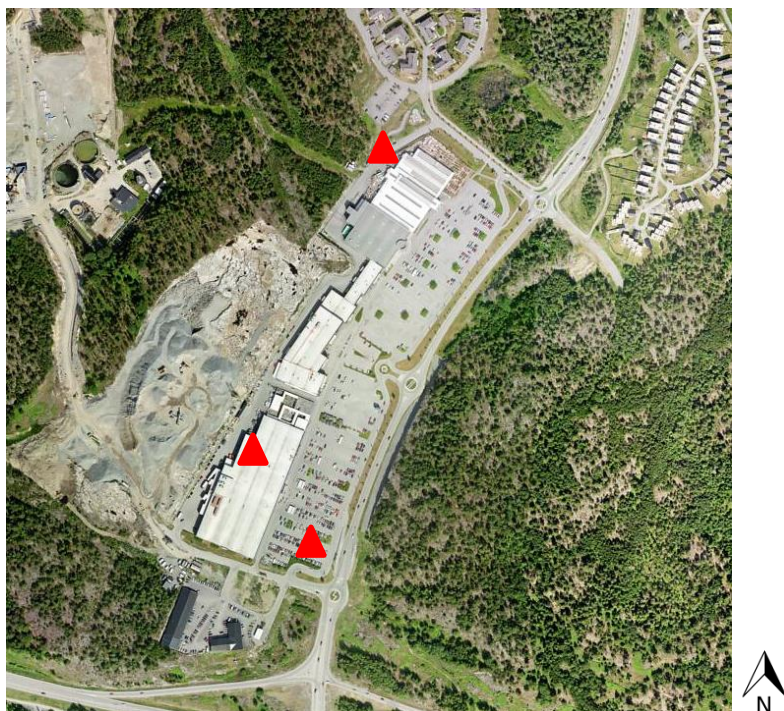
6.1.4 Topografiavvägning

För att kunna utvärdera översilningsytans topografi, främst för att bestämma dess lutning, genomfördes en avvägning av ytan med hjälp av ett avvägningsinstrument av modell LeicaRunner. Omkring 100 punkter avvägdes över hela ytan och data analyserades i QGIS.

6.2 UTJÄMNINGSMAGASIN, GUSTAVSBERG

6.2.1 Platsbeskrivning

I samband med att köpcentret Värmdö marknad, strax utanför Gustavsberg, byggdes i mitten av 00-talet anlades ett stort magasin för utjämning och rening av dagvatten. Magasinet mottar vatten både från parkeringen och från angränsande taktytor. Området där anläggningen är belägen avvattnas norrut mot en våtmark och österut mot en sjö som är en viktig vattentäkt för närliggande industri och samhälle.



Figur 9. Köpcenterområdet. De röda trianglarna visar placering av mätutrustning. Källa: Eniro Kartor 2015-02-04© BLOM. Lantmäteriet/Metria/Värmdö kommun.

Enligt SMHI:s normalvärden för nederbörd är den årliga nederbörden för Gustavsberg 562,5 mm/år (Alexandersson and Eggertsson Karlström, 2001), med värdet justerat för mätfel enligt SMHI:s rekommendation (SMHI, 2015). Området som avrinner till magasinet är 9 hektar stort. Av detta är ungefär 3 hektar takyta och 0,3 hektar utgörs av grönyta och skelettjord. Avrinningskoefficienten för området valdes till 0,8 för asfaltsytor och 0,9 för takytorna.

6.2.2 Utformning av magasinet

Magasinet har skapats genom uppfyllnad av en dalsänka med bergkross och har två definierade utlopp, ett norrut och ett söderut. Utloppen är utformade i en y-form så att stora volymer kan bräddas ut men mindre volymer uppehållas längre i magasinet. Till utloppen leds vattnet i dräneringsrör. Det finns inga pumpar i anslutning till magasinet utan dagvattnet förflyttas med hjälp av självfall. Vid utloppen har oljeavskiljare också anlagts. Förutom att fungera som reningsanläggning används magasinet för att jämna ut flödestoppar i syfte att minska risken för översvämningsproblem i nedströms liggande områden. Magasinets totala volym har beräknats till 7 000 m³ med porositet uppskattad till 30 % gav en reducerad volym på 2220 m³. Magasinet antas vara 1,5 m djupt med utsträckning under hela parkeringsytan.

6.2.3 Provtagning och nivåmätning

För att kunna beskriva förändringen av metallkoncentration i utloppsvattnet över ett regntillfälle är det fördelaktigt att använda så kallad flödesproportionerlig provtagning. Detta innebär att provtagningsfrekvensen ökar när flödet ökar och minskar när flödet minskar. Ett annat provtagnings sätt är tidsstyrd provtagning som följer ett förbestämt tidsintervall, men med en sådan metod finns en risk att koncentrationstoppar missas och en felbedömning av föroreningshalten kan ske.

Flödesproportionell provtagning gjordes möjlig genom att flödet mättes med hjälp av en tryckgivare som gav signal till vattenprovtagaren när en viss volym passerat. För att omvandla tryckgivarens signal om nivå i brunnen till flöde användes Prandtl-Colebrooks samband.

Systemet av tryckgivare och vattenprovtagare monterades i en nedstigningsbrunn vid det norra utloppet (Figur 9) under tidsperioden 8 oktober till 11 december 2014.

6.2.4 Nederbörds-mätning

Ett vippkärl användes vid nederbörds-mätningen. Mätaren var av märket SIGMA med diameter 20,3 cm för inloppstratten. Upplösningen var 0,254 mm/tippning och noggrannheten 0,5 % vid regnintensitet på 12,7 mm/h. Tippningarna registrerades av en logger var tionde minut. Mätaren placerades på ett tak för att inte påverkas av träd eller byggnader (Figur 10).



Figur 10. Regnmätare placerad på tak vid Värmdö Marknad.

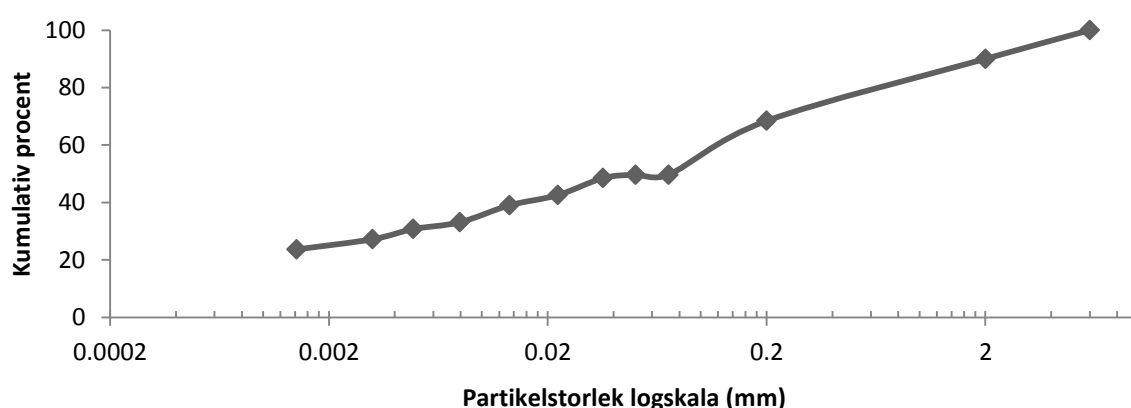
7 RESULTAT

7.1 ÖVERSILNINGSYTA I KVISTHAMRA, NORRTÄLJE

För översilningsytan analyserades jordegenskaper såsom kornstorleksfördelning och torrsubstansinnehåll. Totalhalter av tungmetaller i ytan bestämdes och analyserades statistiskt med hjälp av signifikanstest. Laktest utfördes för att undersöka rörlighet hos metaller i jorden och därmed kunde resultat för fastläggning i översilningsytan tas fram.

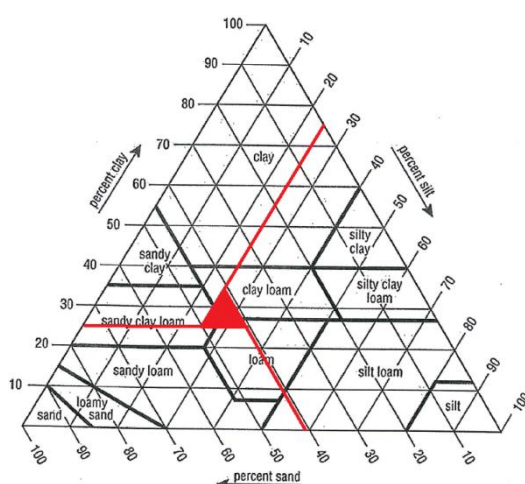
7.1.1 Jordartsbestämning

Glödningsförlusten av provet var 3 %, vilket betyder att det i finjorden finns 3 % organiskt material och kemiskt bundet vatten. Genom hydrometermetoden kunde kornstorleksfördelningen för jorden i översilningsytan bestämmas. I Figur 11 redovisas fördelningen av kornstorlekar i ett semilog-diagram.



Figur 11. Kornstorleksfördelning för jordprov från översilningsytan.

Jordarten för samlingsprovet definieras som *clay loam*, enligt de internationella gränserna för sand, silt och ler (Figur 12). Loam är en mellanjordart med ungefär lika delar sand, silt och ler (Eriksson m.fl., 2011).



Figur 12. Jordartsbestämning enligt internationell klassifikation. De röda markeringarna anger andelar av ler, silt och sand i jorden.

7.1.2 Metallhalter i översilningsytans jord

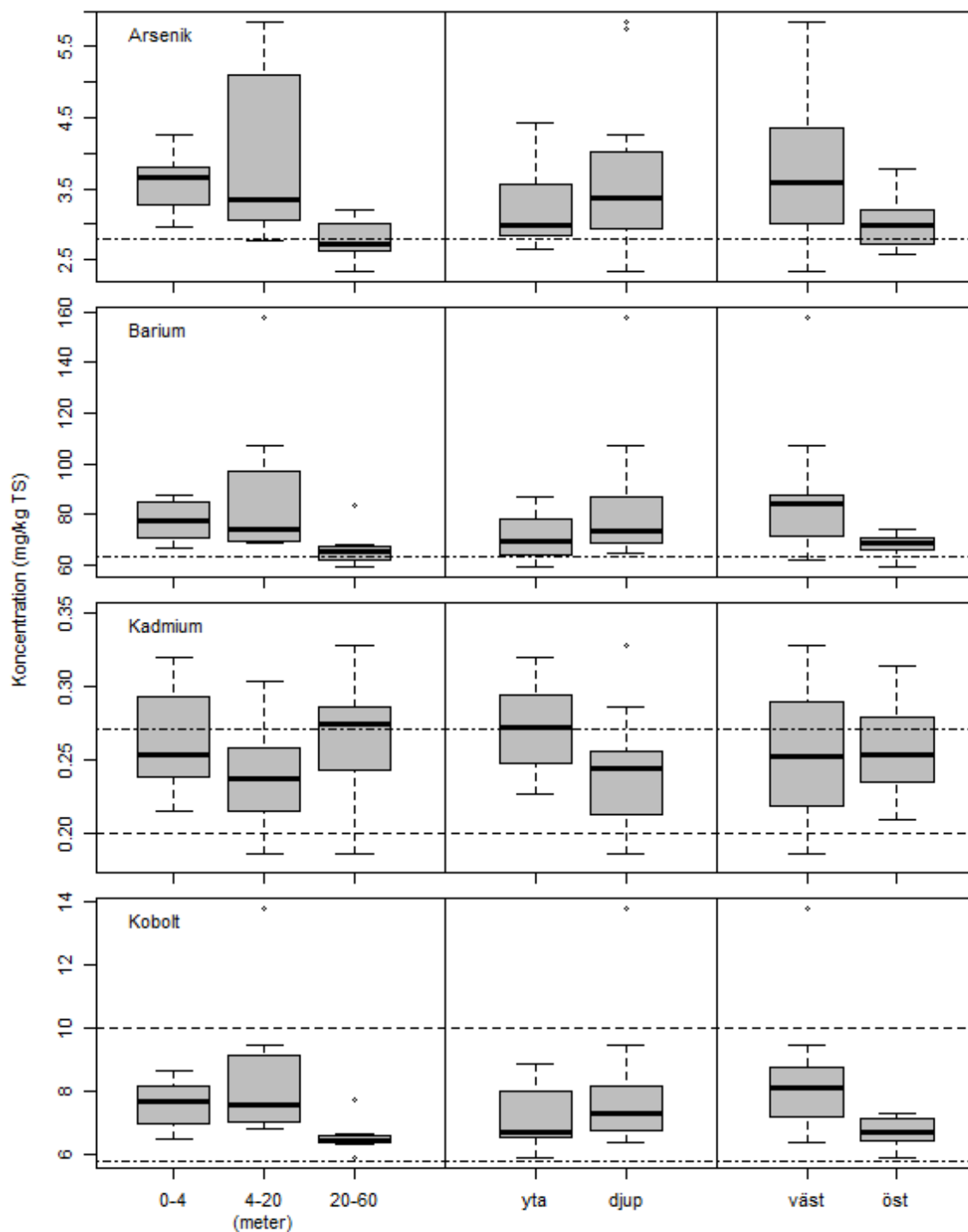
Totala halter av metaller i översilningsytan redovisas i Tabell 8. Halterna är beräknade medelvärden för den östra och västra sidan och redovisas för varje sektion. För varje sektion redovisas halten i ytan (0–5 cm) och 20–30 cm djup.

Med hjälp av boxplotdiagram illustreras totalhalterna för olika avstånd från fördelningsdiket, halter i djupled samt halter i östliga och västliga halvan av ytan (Figur 13a-c). För att förtydliga hur spridningen ser ut i längsgående riktning slogs översilningsytans provtagningssektioner (se sektion 6.1.2) samman två och två, så att tre grupper bildats. De två första sektionerna representerar 0–4 m från fördelningsdiket, de mittersta sektionerna representerar 4–20 m från fördelningsdiket och de två sista sektionerna utgör 20–60 m från fördelningsdiket. I varje hopslagning finns 8 mätvärden, från ytan och 20–30 centimeters djup och från öst och väst. För boxplotdiagrammen som visar halter för de två djupen och öst/väst är det 12 mätvärden i varje plot.

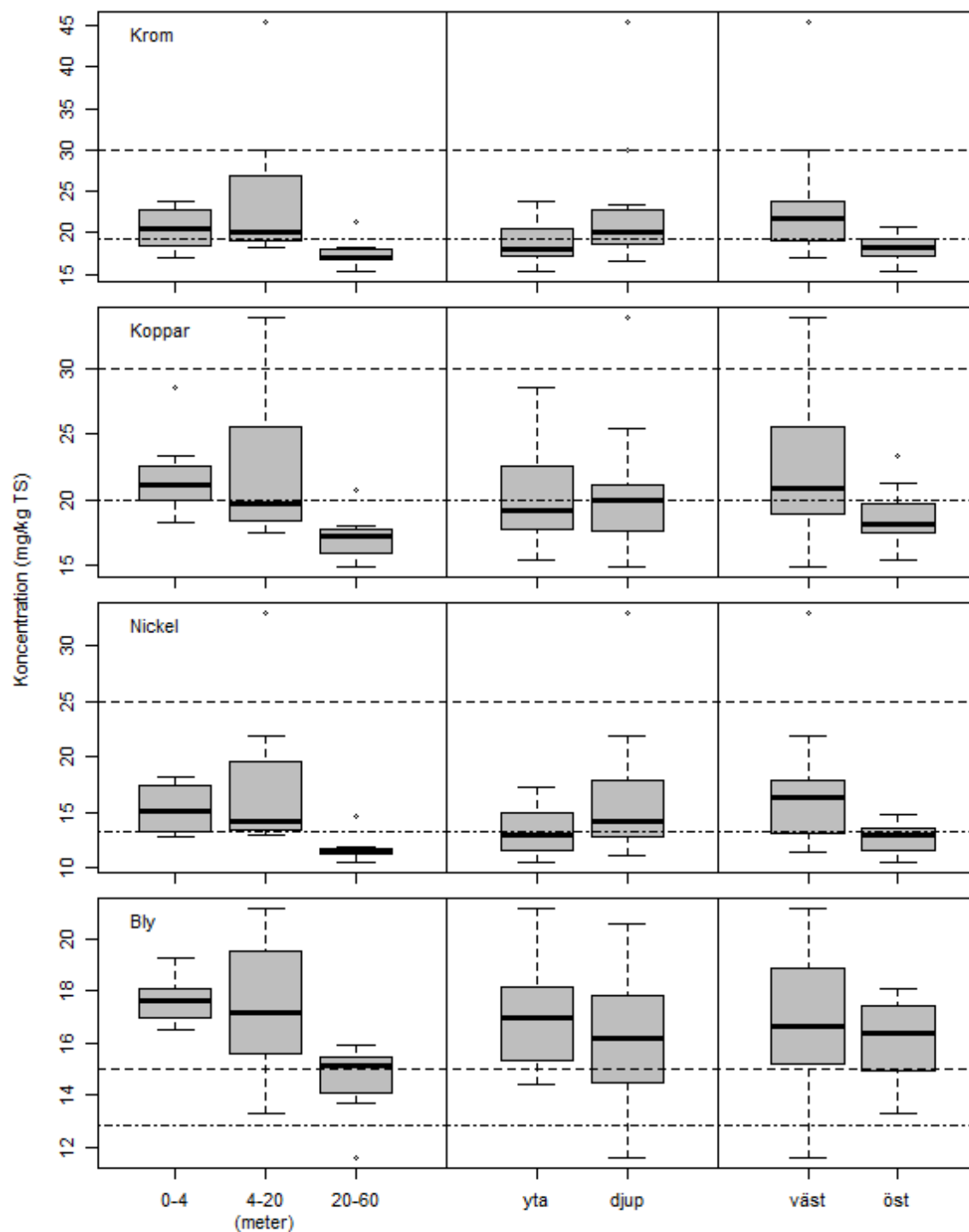
Markeringarna med streck i boxplotfigurerna är den svenska bakgrundshalten för skogsmark samt den lokala bakgrundshalten. Den lokala bakgrundshalten är utvärderad från jordprovet från referenspunkten och är markerat med streck och punkter. Markeringen som består av flera korta streck symboliserar den svenska generella bakgrundshalten.

Tabell 8. Metallhalter (mg/kg TS) i jord från översilningsytan för 0–5 cm djup och för 20–30 centimeters djup för 6 olika avstånd från fördelningsdike samt för referensplatsen.

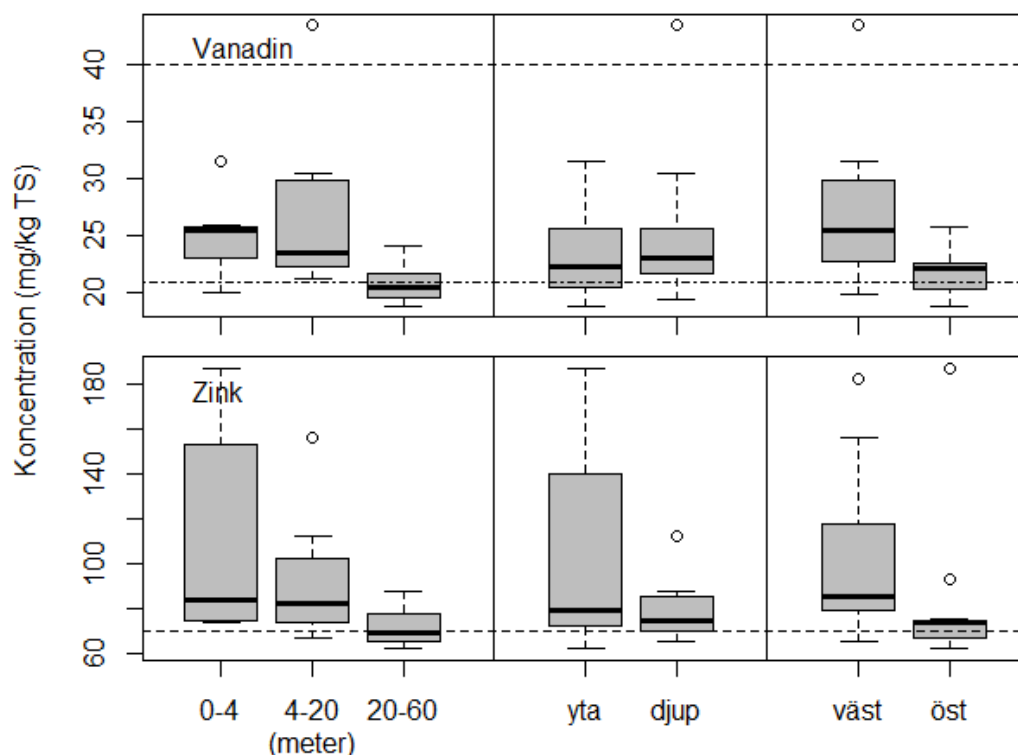
	Avstånd från fördelningsdike (m)													
	0–1		1–4		4–10		10–20		20–35		35–60		Referens	
	0–5 cm	20–30cm	0–5 cm	20–30cm	0–5 cm	20–30cm	0–5 cm	20–30cm	0–5 cm	20–30cm	0–5 cm	20–30cm	0–5 cm	20–30cm
Arsenik	3,28	4,02	3,42	3,64	3,68	4,53	3,34	4,26	2,71	2,46	2,78	3,15	2,59	3,02
Barium	73,3	80,1	77,1	80,2	78,4	89,4	72,8	113	60,8	65,2	64,5	76,0	54,2	72,3
Kadmium	0,293	0,253	0,274	0,232	0,282	0,221	0,237	0,215	0,259	0,213	0,280	0,307	0,254	0,278
Kobolt	7,34	7,75	7,57	7,70	7,96	8,33	7,40	10,4	6,47	6,36	6,27	7,12	5,16	6,41
Krom	18,9	20,7	20,4	22,0	21,0	24,8	19,9	32,2	16,2	16,7	17,6	19,9	16,6	21,9
Koppar	22,55	21,1	23,4	20,0	22,6	21,8	19,3	25,8	16,0	15,9	17,8	19,2	17,4	22,5
Nickel	14,1	15,6	15,0	16,5	15,1	17,8	13,9	23,3	11,1	11,3	11,4	13,3	11,1	15,5
Bly	17,6	17,3	18,3	17,5	19,0	16,6	17,0	17,0	15,5	12,7	14,8	15,6	12,1	13,5
Vanadin	25,6	24,3	25,8	24,4	25,9	26,6	23,4	32,3	19,8	19,7	20,9	23,1	18,8	23,0
Zink	156	79,2	128	78,7	125	79,7	76,6	89,4	66,6	66,5	73,3	81,6	54,1	60,1



Figur 13a. Boxplotdiagram över metallkoncentrationer för arsenik, barium, kadmium och kobolt (mg/kg TS) för olika avstånd från fördelningsdikt (m), för två djup (0-5 cm och 20-30 cm) samt östlig och västlig del av översilningsytan. Ringarna representerar extremvärden (outliers).



Figur 13b. Boxplotdiagram över metallkoncentrationer (mg/kg TS) av krom, koppar, nickel och bly för olika avstånd från fördelningsdiket (m), för två djup (0-5 cm och 20-30 cm) samt östlig och västlig del av översilningsytan. Ringarna representerar extremvärden (outliers).



Figur 13c. Boxplotdiagram över metallkoncentrationer (mg/kg TS) av vanadin och zink för olika avstånd från fördelningsdiket (m), för två djup (0-5 cm och 20-30 cm) samt östlig och västlig del av översilningsytan. Ringarna representerar extremvärden (outliers).

7.1.3 Statistisk analys av metallhalterna

Statistiska analyser av metallkoncentrationerna genomfördes i statistikprogrammet R samt Excel.

För att undersöka om det fanns någon signifikant skillnad mellan koncentrationerna i den östra och västra delen gjordes Wilcoxon signed rank test, vilket är ett icke-parametriskt test som lämpar sig för data som ej är normalfördelat. Normalfördelningen testades med hjälp av Shapiros-Wilks normalfördelningstest. Sammanlagt analyserades 12 par där metallhalter för de båda djupen, vid olika avstånd från fördelningsdiket, ställdes mot varandra. Wilcoxon signed rank test prövade hypotesen att det inte fanns någon skillnad i mediankoncentration mellan de två halvorna. Om det 95-procentiga konfidensintervallet sträcker sig över talet 0 betyder det att hypotesen inte kan förkastas då ingen skillnad, alltså 0, finns med i intervallet. Signifikansen, p-värdena, låg under 0,05, vilket är gränsen för att med 95 % säkerhet kunna säga att det fanns en skillnad i metallhalter mellan översilningsytans båda halvorna. För 7 av 10 metaller förelåg en skillnad enligt Wilcoxon testet (

Tabell 9). Testerna visade att för majoriteten av metallerna fanns en signifikant skillnad mellan den östra och den västra delen av ytan. I djupled var skillnaden i koncentration signifikant för barium, kobolt, krom och nickel med en högre halt i den nedre delen av jordprofilen.

Tabell 9. Wilcoxon signed rank test mellan översilningsytans yta och djup samt östra och västra del .

Ämne	Djup med högre medianhalt	Signifikans	Halva med högre medianhalt	Signifikans
As	Ingen skillnad		Väst	< 0, 05
Ba	20–30	< 0, 05	Väst	< 0, 05
Cd	Ingen skillnad		Ingen skillnad	
Co	20-30	< 0, 05	Väst	< 0, 05
Cr	20-30	< 0, 05	Väst	< 0, 05
Cu	Ingen skillnad		Ingen skillnad	
Ni	20-30	< 0, 05	Väst	< 0, 05
Pb	Ingen skillnad		Ingen skillnad	
V	Ingen skillnad		Väst	< 0, 05
Zn	Ingen skillnad		Väst	< 0, 05

Skillnaden i djupled, ytan mot 20–30 cm djup, för de olika metallerna analyserades med samma metod, Wilcoxon signed rank test. Hypotesen som testades var att det inte finns någon skillnad mellan de båda djupen.

För att testa om koncentrationen i de översta delarna av ytan skiljde sig mot den nedersta delen lades två sektioner ihop för att få fler par i jämförelse (8 par). De två översta sektionerna 1 och 2 testades mot de två nedersta sektionerna och en jämförelse genomfördes med sektion 3 och 4 som också testades mot de nedersta sektionerna 5 och 6 (Tabell 10).

Tabell 10. Wilcoxon 95 % signifikanstest för skillnad i koncentration i översilningsytans olika sektioner.

	0–4 m mot 20–60 m		4–20 m mot 20–60 m	
	Avstånd med högst totalhalt	Signifikans	Avstånd med högst totalhalt	Signifikans
As	0–4 m	< 0, 05	4–20 m	< 0, 05
Ba	0–4 m	< 0, 05	4–20 m	< 0, 05
Cd	Ingen skillnad	-	Ingen skillnad	-
Co	0–4 m	< 0, 05	4–20 m	< 0, 05
Cr	0–4 m	< 0, 05	4–20 m	< 0, 05
Cu	0–4 m	< 0, 05	4–20 m	< 0, 05
Ni	0–4 m	< 0, 05	4–20 m	< 0, 05
Pb	0–4 m	< 0, 05	4–20 m	< 0, 05
V	0–4 m	< 0, 05	4–20 m	< 0, 05
Zn	0–4 m	< 0, 05	Ingen skillnad	-

För 4 av 10 metaller förelåg en signifikant skillnad i koncentration mellan 0–5 cm och 20–30 cm.

7.1.4 Laktester

Laktesterna genomfördes med en svag saltlösning för att simulera en kortsiktig utlakning från översilningsytan, samt en syralösning som ger en förevisning om den totala lakbara halten av ämnena i det analyserade jordprovet. Tabell 11 visar K_d -värdena för de sex sektionerna samt för referenspunkten.

Tabell 11. K_d -värden (l/kg) vid olika avstånd från fördelningsdikt (m) samt referenspunkten för de undersökta metallerna.

	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
0-1 m	758	1466	3750	11634	2490	3387	1074	23298	13480	8496
1-4 m	281	918	4035	11634	2080	1830	2051	19734	5510	5247
4-10 m	352	1593	3191	14868	2185	2167	1506	16511	10235	4866
10-20 m	120	1824	2869	15457	2444	1715	1329	9750	4569	4186
20-35 m	215	1116	3043	11711	1486	1513	916	11610	4517	4019
35-60 m	272	1363	4174	11912	1674	1238	898	13743	4365	7285
referens	271	1349	1716	7112	2722	681	1021	8666	4221	1348
medel	324	1376	3254	12047	2154	1790	1256	14759	6700	5064
standardavvikelse	189	276	781	2519	415	785	384	4984	3397	2153

Med utgångspunkt i de totala halterna av metaller i översilningsytan, redovisade i Tabell 8, beräknades hur stor andel de utlakade koncentrationerna representerar (Tabell 12). Andelarna är medeltal för utlakning från de olika sektionerna.

Tabell 12. Eluatens koncentrationer som andel av den totala koncentrationen.

	Andel utlakat av totalhalt	
	Saltlösning (‰)	Syralösning (%)
As	0,5	6,1
Ba	1,2	56,7
Cd	0,6	68,5
Co	0,1	36,6
Cr	0,1	8,9
Cu	0,8	42,7
Ni	0,6	21,3
Pb	0,1	36,0
V	0,1	11,9
Zn	0,2	25,0

Analyser gjordes av organiskt kol och pH i lakvätskan (Tabell 13). Halterna organiskt kol för de olika sektionerna var generellt lägre än halten i referenspunkten. För pH-värdena var referenspunktens pH lägre än värdena från översilningsytan.

Tabell 13. Organiskt kol och pH-värden i lakvätskan från olika avstånd från fördelningsdikt.

Avstånd (m)	TOC/DOC (mg/l)	pH
0-1	4,3	6,6
1-4	5,2	7,2
4-10	3,4	7,4
10-20	4,4	6,8
20-35	4,1	6,7
35-60	3,3	6,5
Referens	5,5	6,1

7.1.5 Föroreningsbelastning och fastlagda mängder tungmetaller

Enligt SMHI:s normalvärden för nederbörd gällande 30-årsperioden 1969-1990 är den årliga nederbörden i Norrtäljeområdet 752 mm (Alexandersson and Eggertsson Karlström, 2001). Värdet är justerat för mätfel enligt SMHI:s rekommendation (SMHI, 2015).

För att uppskatta föroreningsmängden och belastning på översilningsytan användes schablonhalter för bostadsområden från Tabell 1. Föroreningsbelastningen under ett år samt för översilningsytans tid i bruk redovisas i Tabell 14.

Tabell 14. Föroreningsbelastning (kg) baserat på medelårsnederbörd samt schablonhalter för föroreningskoncentrationer i dagvatten.

Ämne	Föroreningsbelastning per år	Föroreningsbelastning över 13 år
Pb	0,4	5
As	0,08	1
Cu	0,8	10
Zn	2,7	35
Cd	0,02	0,2
Cr	0,3	4
Ni	0,2	3
SS	1900	24000

Bakgrundhalten i översilningsytan uppskattades med hjälp av metallhalterna i referenspunkten samt de två nedersta sektionernas metallhalter. Genom att subtrahera bakgrundshalten från de sektioner med högre metallhalt än bakgrundsvärdet kunde en uppskattning av fastlagd mängd metall i skiktet 0–30 cm göras (Tabell 15). Kadmium har därför ingen uppskattad fastlagd mängd då det inte finns någon haltskillnad mot bakgrundshalten för de olika sektionerna. Varje sektionens medelvärde för metallhalterna användes för beräkningen, båda djupen användes i medelvärdet. Volymen för varje sektion har bestämts av översilningsytans bredd (20 m), djupet för provtagningen (0,3 m) samt varje sektionens längd. Densiteten för jordmaterialet sattes till 1,5 ton/m³.

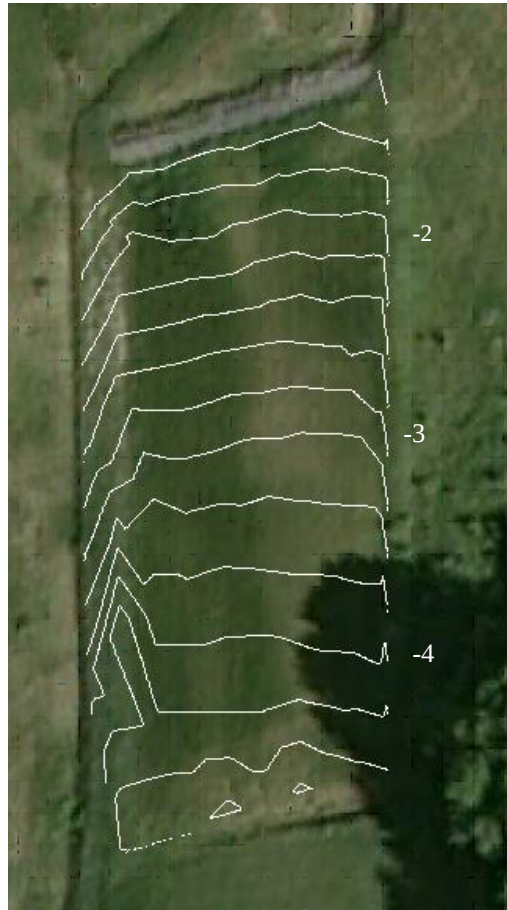
Tabell 15. Mängd fastlagd metall (kg) i skiktet 0–30 cm samt hur stor andel av den tillförda mängden metaller som fastlagts i ytan (%). * schablonvärden saknas.

Ämne	Uppskattad mängd fastlagd metall	Andel fastlagd metall av tillförd mängd (%)
As	0,2	20
Ba	4,33	*
Cd	0	0
Co	0,5	*
Cr	0,9	21
Cu	0,4	4
Ni	0,7	23
Pb	0,8	16
V	1,1	*
Zn	6,6	19

7.1.6 Översilningsytans topografi

Höjdkurvor genererades och lades ovanpå ett flygfoto. Figur 14 visar höjdkurvorna med nollnivån är placerad vid fördelningsdiket i den övre delen av figuren.

Lutningen för de översta 30 m är ungefär 7 % och de nedre 30 m har lutning 5 %, vilket ger en genomsnittlig lutning på 6 %. Lutningen i sidled, eller den laterala lutningen, uppskattades till 1 %. Den laterala lutningen beräknades längs en tänkt axel parallell med fördelningsdiket. Avvägningen visade på ett lågstråk längs den västra delen av översilningsytan.



Figur 14. Översilningsytan med höjdkurvor. Varje ekvidistans är 0,25 m. Siffrorna anger m relativt refrensnivån.

7.2 UTJÄMNINGSMAGASIN, GUSTAVSBERG

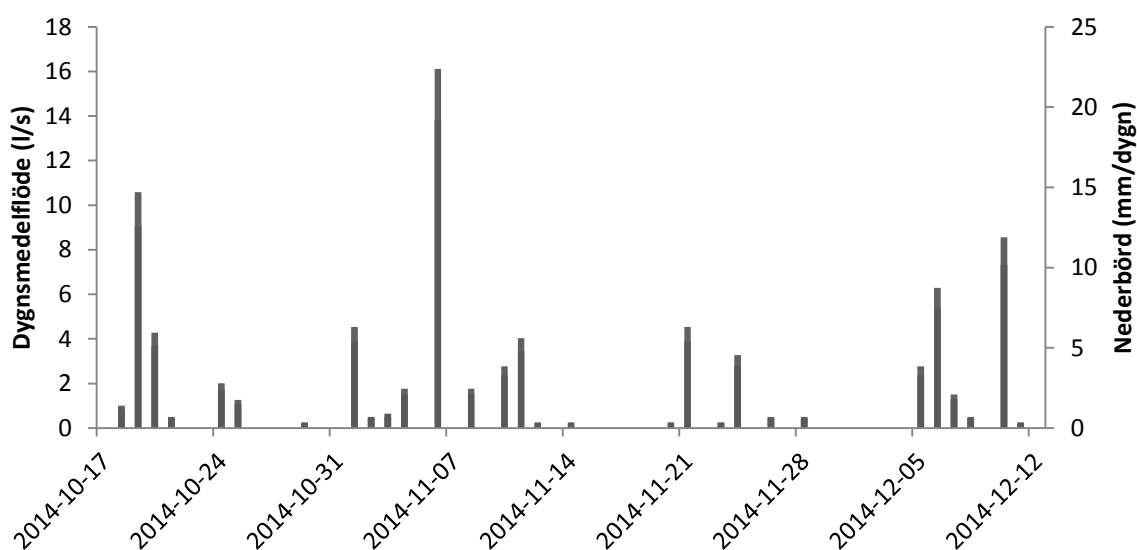
Utvärderingen av utjämningsmagasinet vid Värmdö Marknad, Gustavsberg, visade att magasinet infiltrerar avrinningsvolymerna från mindre regntillfällen. I detta kapitel redovisas vilka avrinningsmängder som infiltrerats under den studerade perioden samt vilka föroreningsmängder som kan uppskattas ha ackumulerats i magasinet sedan dess uppförande.

7.2.1 Flödesmätning

Flödes- och nivåmätningen visade att under de regntillfällen som inträffade under den studerade perioden skedde inget utflöde genom utloppsbrunnarna, varken den norra eller den södra. Varken flödesmätaren eller nivåmätarna visade någon nivåändring av vattenytan i respektive brunn. Därför gjordes heller ingen vattenprovtagning, då vattenprovtagningen baserades på nivåändring i den norra brunnen.

7.2.2 Nederbörd och avrinning

Under tiden försöket genomfördes regnade det sammanlagt 83 mm över 56 dagar, från den 17 oktober 2014 till den 11 december 2014 (Figur 15). Det största regnet varade i 12 timmar och uppgick till drygt 19 mm. Detta motsvarar ett regn med återkomsttid 6 månader (Svenskt Vatten, 2004). Flödet i utloppen kunde under försöksperioden inte detekteras med flödes- eller nivåmätare och det är rimligt att anta att all tillrunnan volym vatten har infiltrerat i magasinet till grundvattnet.



Figur 15. Nederbördsmängd (mm/dygn) för olika regntillfällen under tidsperioden 17 oktober 2014 till 11 december 2014.

Dygsmedelflödet kunde beräknas med hjälp av rationella metodens ekvation (Ekvation 3).

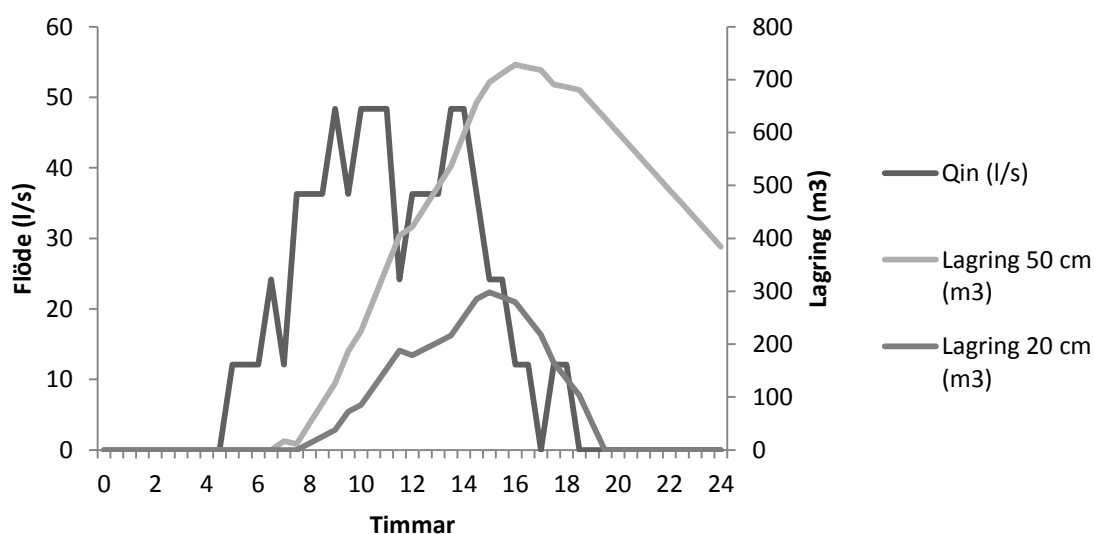
7.2.3 Infiltrationskapacitet

Infiltrationskapaciteten för magasinet är inte känd, men med hjälp av jordartkartor över området före exploatering samt kunskap från flödesmätningarna gjordes försök att uppskatta infiltrationskapaciteten. Genom att anta två olika lägen för utloppsrörens placering i höjdlid och variera hydraulisk konduktivitet hos jordmaterialet kunde ett intervall för en trolig infiltrationskapacitet uppskattas (Tabell 16).

Tabell 16. Möjlig infiltrationskapacitet hos magasinet vid olika placering av dräneringsrör.

	Avstånd från botten till dräneringsrör	
	20 cm	50 cm
Tillgänglig volym för lagring under dräneringsrör	300 m ³	740 m ³
Möjlig lägsta infiltrationskapacitet	2,2 mm/h	1,1 mm/h
Möjlig högsta infiltrationskapacitet	20 mm/h	20 mm/h
Erforderlig nederbörd för att skapa utflöde	4 års-regn	10 års-regn

Med utgångspunkt i att inget utflöde uppmättes vid halvårsregnet (6/11 2014) borde inflödesvolymen inte överskrida den magasinsvolym som utgör volymen under utloppsrören (Figur 16).



Figur 16. Diagram över inflöde (l/s) i magasinet och lagringsvolym (m³) vid två olika nivåer på dräneringsrör och två olika värden på hydraulisk konduktivitet (se Tabell 16).

7.2.4 Föroreningsbelastning

Schablonhalter från Tabell 1 användes för uppskattning av föroreningsbelastningen (Tabell 17).

Tabell 17. Föroreningsbelastning till utjämningsmagasinet för olika metaller (kg), per år och över 10 år.

Ämne	Föroreningsbelastning per år	Föroreningsbelastning över 10 år
Pb	0,77	7,70
As	1,03	10,27
Cu	3,59	35,94
Zn	0,01	0,12
Cd	0,39	3,85
Cr	0,10	1,03
Ni	0,06	0,62
TSS	3594	35942

Tabellen visar att över en 10-årsperiod kommer närmare 36 ton sediment att följa med inkommande dagvatten till magasinet. Om samma införelsetakt av sediment antas i framtiden och dräneringsrören antas ligga 20 cm över botten kommer det dröja cirka 10 år innan botten fylls upp med sediment till dräneringsrören. Då antas sedimentens densitet vara 0.8 ton/m^3 och inget sediment antas följa med utgående vatten. För dräneringsrör vid 50 cm från botten blir motsvarande tidsperiod cirka 25 år.

8 DISKUSSION

8.1 UTFORMNING AV ÖVERSILNINGSYTA OCH MAGASIN

Litteraturstudien visade att råd angående utformning av översilningsytor och magasin varierar från olika institutioner och forskare. Skillnader i rekommendationer för översilningsytor förekommer angående flera utformningsparametrar däribland lutningens storlek och hur stor yta som erfordras för att tillgodose behov av rening och flödesreduktion. Generellt för de flesta rekommendationer är vikten av att upprätta och bibehålla ett jämnt och långsamt flöde över ytan. På detta sätt kan sedimentation, filtration och infiltration uppnås och upprätthållas. Då fortsättningarna ofta skiljer sig åt för olika anläggningar är det naturligt att dimensioneringsråden inte är standardiserade, men riktlinjer är ändå nödvändiga för att uppnå adekvat funktion.

Det är svårt att verifiera eller kontrollera funktionen hos en översilningsyta i till exempel ett övervakningsprogram eftersom anläggningen ofta inte har ett definierat utlopp. Det är då viktigt att kunna lita på att dagvattenreningen möter de krav som ställts. Genom att följa rekommendationer från forskare och myndigheter ska reningen kunna säkerställas utan att behöva kontrolleras med provtagning. I sektion 8.2.3 diskuteras utformningen av den studerade översilningsytan i Norrtälje utifrån litteraturstudiens rekommendationer.

Som ofta nämns i manualer och vetenskapliga artiklar saknas kunskap gällande översilningsytors hydrologi. Fler studier kring hur olika parametrar påverkar hydrologin föreslås därför. Exempel på sådana parametrar är klimat, avrinningsområdets storlek och andel hårdgjord yta, längden på översilningsytan och jordart.

8.2 ÖVERSILNINGSYTA, NORRTÄLJE

Flertalet studier har genomförts på översilningsytor vad gäller avskiljning av sediment (Deletic and Fletcher, 2006; Pan m.fl., 2011; Knight m.fl., 2013), men färre har redovisat fastläggning av metaller i jordmaterialet. Fastläggning av metaller i vägrenar och gräsytor i direkt anslutning till vägar och större trafikleder har däremot undersökts (Borgström, 2007; Hjortenkrans m.fl., 2008; Werkenthin m.fl., 2014). Belastningen av tungmetaller är generellt högre i dessa ytor jämfört med översilningsytor men kan ändå ge en indikation på fastläggningsförmågan hos en översilningsyta.

8.2.1 Föroreningsituationen

Översilningsytan i Norrtälje mottar dagvatten från ett bostadsområde och har varit i drift i drygt 10 år. Ytan underhålls kontinuerligt genom slåtter av gräs och utrensning i fördelningsdiket.

De totalhalter av tungmetaller som uppmättes i ytan låg under de generella bakgrundshalterna i åkermark i Sverige. Det var endast zink som överskred bakgrundshalten. Utifrån den mindre belastade delen av ytan och ett referensprov kunde lokala bakgrundshalter uppskattas. Det är utifrån dessa troligt att dagvattnet har en inverkan på metallhalterna i översilningsytan eftersom en högre halt noterats i början av anläggningen. Att zink är den metall som har haft högst ackumulation har även föreslagits i en studie av (Lindvall, 2008).

8.2.2 Metallernas fastläggning och lakbarhet

Laktesterna visade att en mycket liten del av de undersökta metallerna utlakades under kort tid men att det fanns större mängder metaller tillgängliga för utlakning under en längre tidsperiod. Endast några få promille av den totala mängden metaller i jorden lakades ut under ett kortare tidsperspektiv enligt analysresultaten. Andelarna överensstämmer med extraktioner

utförda med 0,01 M CaCl_2 utförda på flera förorenade jordar i Europa (Sahuquillo m.fl., 2003). Den totala lakbara halten av metaller i översilningsytan var däremot större. Mellan 6,1 och 68,5 % var utlakningsbart för de olika metallerna. I jämförelse med andra studier är de uppmätta andelarna i denna studie generellt låga. Skillnaden i lakbarhet från examensarbetets studie presenteras inom parentes. (Hjortenkrans m.fl., 2008) visade totala lakbara halter på 22 % (+13,1 procentenheter) för krom, 45 % (+20 procentenheter) för zink, 65 % (+22,3 procentenheter) för koppar, 67 % (+31 procentenheter) bly, 70 % (+48,7 procentenheter) för nickel och 84 % (+15,5 procentenheter) för kadmium i en studie av föroreningsgrad av flera vägsblänter. Den mobila fraktionen riskerar att laka ut om jorden utsätts för extrema väder, både vid stora regn (reducerande förhållanden) och torra perioder (oxiderande förhållanden) (Werkenthin m.fl., 2014). Det skiljer mycket i markkompositionen mellan olika studier och det kan vara svårt att direkt jämföra resultaten. En förhöjd salthalt i marken till följd av vägsalt i dagvattnet skulle också kunna ändra förhållandena i marken så de mer mobila metallerna, zink och kadmium, lakar ut i högre grad (Bäckström m.fl., 2004). Skillnaden i total föroreningshalt kan också spela in då det tenderar att lakas ut mer förorening ju högre totalkoncentrationen är.

K_d-värden

De beräknade K_d -värdena som beskriver fördelningen mellan fast och löst fas var höga för de studerade metallerna i jämförelse med Naturvårdsverkets generella värden (Naturvårdsverket, 2009) vid bedömning av förorenade markområden, men låga i jämförelse med de genomsnittliga K_d -värdena (både median- och medelvärden) presenterade i Tabell 3. Detta kan tyda på att metallerna i översilningsytan är relativt rörliga och att risk för utlakning över en längre tid föreligger. Den metall som visar på högst fastläggning är bly (medel 14 759 l/kg TS). Detta överensstämmer med Naturvårdsverkets sammanställning (Naturvårdsverket, 2006). Med undantag för kadmium har metallerna i översilningsytan samma inbördes förhållande för lakbarhet som förekommer i Naturvårdsverkets sammanställning.

Koppar som binder starkt till organiskt material och lermineral visar låg fastläggning (medel 1790 l/kg TS) mot till exempel kadmium (medel 3254 l/kg TS) som generellt har svagare bindningar. Detta kan förklaras med att koppar i översilningsytan har bundit till organiskt material som är löst i vätskefasen och därmed blivit mer mobilt.

Arsenik och vanadin är mindre extraherbara med salpetersyra (HNO_3) än de andra metallerna vid utlakning. Därför är K_d -värdena för arsenik och vanadin undervärderade. Det syns även i Tabell 5 där As och V visar lägre utlakningsprocent än de andra metallerna vad gäller utlakning med salpetersyra men samma skillnad gäller inte för utlakning med kalciumklorid (CaCl_2). För att få representativa K_d -värden för arsenik och vanadin krävs ett annat extraktionsmedel, till exempel oxalat. Eftersom arsenik och vanadin inte är typiska dagvattenföroreningar är det viktigare att hitta ett extraktionsmedel som ger korrekta analyssvar för de prioriterade metallerna, till exempel zink, koppar, nickel och krom.

Spridning i djupled

Jordar påverkade av metaller från dagvatten har ofta förhöjda halter av tungmetaller i det översta jordskiktet, grundare än 15 cm djup (Werkenthin m.fl., 2014). Detta var inte fallet för översilningsytan i Norrtälje. Dock kunde en skillnad i halter ses för nickel, krom, kobolt och barium, men då med högre koncentrationerna i den djupare delen av översilningsytan. De andra metallerna uppvisade ingen signifikant skillnad mellan ytan och 20–30 cm djup. För zink skulle detta kunna förklaras med att den är en mer rörlig jon som har förflyttat sig neråt i profilen och jämnat ut sin koncentration, men samma argument håller inte för den mer immobiliseringen bly som i så fall borde ha uppmätt högre halter vid ytan.

Metallernas spridning och fastläggning i översilningsytan

För de flesta metallerna kunde en beräkning göras av hur stor andel som kan antas ha fastlagts av den totala mängden tillförda metaller. De totala tillförda mängderna av föroreningar är baserade på sammanställning av schablonhalter för olika typer av avrinningsområde (StormTac, 2014).

Det är svårt att uppskatta hur stor andel av det suspenderade material, och därmed metallföroreningar, som uppkommer inom avrinningsområdet som når översilningsytan. Vid höga flöden kan dagvattnet passera förbi översilningsytan via en bräddningsfunktion och viss del av det suspenderade materialet leds därmed förbi anläggningen. Den del av dagvattnet som leds till översilningsytan har möjlighet att sedimentera i det dike där vattnet uppehålls innan det översilas och därmed kan ytterligare suspenderat material avskiljas. Upptag av metaller sker även i vegetationen vilken också bidrar till avskiljning. Reningsgraden hos översilningsytan som beräknats fram är därför en underskattning av översilningsytans kapacitet då den baseras på fastlagd andel av det totala suspenderade materialet som uppkommit i avrinningsområdet. Därför går det inte att anta att hela den resterande mängden metaller har passerat anläggningen. Översilningsytor har generellt 40–50 % reningsgrad för tungmetaller (Clar m.fl., 2004) men en avskiljning av sediment till knappt 90 % (Liu m.fl., 2008). Detta beror på översilningsytors kapacitet att avskilja finare partiklar är begränsad. (Lambrechts m.fl., 2014) visade låg avskiljning i översilningsytor av bly, som associeras med fina sedimentpartiklar. Översilningsytan visade en fastläggning för de undersökta metallerna mellan 4 och 23 %, där koppar var den minst fastlagda metallen och nickel den som fastlades i högst grad. Bestämning av föroreningshalter i inloppsvattnet bör göras för att med större säkerhet kunna avgöra föroreningsbelastningen och därmed få säkrare siffror för andelen som fastlagts i ytan.

Halten av kadmium i översilningsytan är ej signifikant högre i de övre delarna av ytan, närmast fördelningsdiket, jämfört med de lägre delarna. Detta kan bero på att det är låg koncentration av kadmium i det tillrinnande dagvattnet. Från ett bostadsområde är trädgårdsgödsel en möjlig källa till kadmium i dagvattnet men är eventuellt begränsat i detta fall. Enligt Tabell 1 finns det generellt kadmium i dagvatten från bostadsområden med flerfamiljshus. Möjligt är att de tillförda mängderna av kadmium har fördelat sig över ytan då kadmium är en lättlöslig metall och inte fastläggs lika lätt som de övriga metallerna i studien (Linde, 2005). Kadmium var den av metallerna som procentuellt sett lakades ut mest av de studerade metallerna, vilket var väntat då kadmium är en av de mer mobila tungmetallerna (Sahuquillo m.fl., 2003).

Enligt signifikanstesterna är ytan påverkad av tillförda halter zink då skillnad fanns mellan de översta sektionerna och de lägsta. Metallen är relativt svagt elektrostatiskt bunden i marken och utlakades till 45 % vid extraktion med salpetersyra. De högsta K_d -värdena återfinns i de första sektionerna, där koncentrationen av zink är som högst. Detta tyder på att den tillförda mängden zink binds in till marken.

Arsenik och vanadin har låg rörlighet i översilningsytan då endast 6 respektive 11 % av den totala halten var lakbart.. Detta är förväntat då båda metallerna binder starkt till jorden vid de pH-förhållanden som råder i översilningsytan. Bakgrundhalten för arsenik i svenska jordar är 10 mg/kg TS och 40 mg/kg TS för vanadin (Naturvårdsverket, 2009) och dessa nivåer överskrids inte i översilningsytan. Dock verkar både arsenik och vanadin i någon mån ha tillförts ytan då koncentrationerna är högre i översilningsytans början.

Barium- och blyhalterna ligger kring bakgrundhalten (80 respektive 15 mg/kg TS) i översilningsytan och visade en högre halt i den övre delen av anläggningen. Ingen av metallerna överstiger riktvärdena för känslig markanvändning. Den totalt möjliga utlakningen uppgår till 56,7 och 36 %. Fastläggningen av dessa metaller är då mindre långsiktig än till exempel för krom eller arsenik. pH-nivån har betydelse för fastläggning av bly i vägslänter (Werkenthin m.fl., 2014) och pH över 5 betyder att 100 % är adsorberat till ytor enligt Figur 2. Sambandet borde gälla även för bly i översilningsytor.

Halterna av kobolt i ytan ligger långt under svenska generella bakgrundshalter. Utlakningen från skaktesterna visar att kobolt är relativt rörlig (36,6 % utlakad) men då den ursprungliga halten är mycket låg är miljöriskerna av den långsiktiga utlakningen små.

Fastläggningen för koppar (4 %) är mycket lägre än för de andra metallerna (medel 19,8 %). Detta kan förklaras med att de verkliga koncentrationerna av koppar är lägre än halterna tagna från schablonvärdena. Skaktesterna visade att 42,7 % av totala kopparhalterna är potentiellt lakbara. Nickel fastlades mest av de undersökta metallerna med 23 %.

Krom är en immobil metall (Werkenthin m.fl., 2014) och resultaten av skaktesterna indikerade att cirka en femtedel av totalhalten i översilningsytan är geokemiskt aktiv. Fastläggningen av krom uppgick till 21 % av de tillförda mängderna från dagvattnet.

Analysen av översilningsytans jord visade att lakvätskan innehöll låga halter organiskt material. Koncentrationen i de olika sektionerna uppmättes mellan 3,3 och 5,2 mg/l, vilket kan indikera att den kolloidala transporten av löst organiskt material är lågt. Hjortenkrans m.fl. (2008) fann en korrelation mellan jordens innehåll av organiskt material och koncentrationer av Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, och Zn i vägnära jordar. Då DOC är mycket heterogent är det svårt att säga hur starkt metallerna har bundit till materialet och hur pass rörligt materialet är.

I översilningsytans markvatten varierade pH-värdet mellan 6,5 och 7,4. Ett högt pH i marken skapar förutsättning för vissa utfällningar, däribland bildning av oxider/hydroxider och karbonater. Karbonater kräver pH över 7 för att bildas, då karbonatjonerna ombildas till bikarbonat och kolsyra vid sura förhållanden. Kadmium, zink och koppar kan bilda utfällning med karbonatjoner i översilningsytan. Sura förhållanden i marken leder till utlakning av flera metaller men pH-värdet i översilningsytan bör vara tillräckligt högt för att inte åstadkomma ökad rörlighet hos dessa metaller.

Ytans livslängd

Att uppskatta en översilningsytas livslängd är önskvärt. Dock är det problematiskt att utifrån endast ett provtagningstillfälle uppskatta livslängden då stora osäkerheter föreligger. Trots detta kan det vara av visst intresse att göra en grov uppskattning av den tid det tar för olika metaller att uppnå halter i nivå med de gränser som gäller för känslig markanvändning. Med en simpel, linjär metod, där alla parametrar, såsom klimat, dagvattenflöde och tungmetallinnehåll, utlakning av markens metaller m.m., hålls konstanta kan en grov uppskattning av ackumulationstiden för de olika metallerna göras.

Tabell 18. Medelhalter (mg/kg TS) för metallerna i de översta sektionerna (0–20 m), referenshalt, gränsvärde för känslig markanvändning och uppskattad tid för att uppnå gräns för känslig markanvändning (KM) (* värde saknas)

	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
Medelhalt 0-20 m	3,8	83,1	0,3	8,0	22,5	22,1	16,4	17,5	26,0	101,5
Referenshalt	2,8	63,3	0,3	5,8	19,3	20,0	13,3	12,8	20,9	57,1
KM-nivå	10	200	0,5	15	80	80	40	50	100	250
Tid att uppnå KM (år)	100	90	*	50	250	370	110	100	200	60

Tabell 17 visar att det är kobolt tillsammans med zink som utgör begränsande faktorer för översilningsytan. Vid linjär, konstant, ackumulation kommer det dröja ungefär 50–60 år innan översilningsytan har nått de föroreningsnivåer som hindrar känslig markanvändning. Gränserna för mindre känslig markanvändning uppnås först efter 130 och 170 år för zink respektive kobolt.

8.2.3 Översilningsytans utformning

Utifrån litteraturstudien har utformningen av översilningsytan analyserats och rekommendationer har tagits fram, i synnerhet för översilningsytans längd.

Lutning

Översilningsytans lutning i flödesriktningen är ungefär 6 %. Detta stämmer väl överens med de rekommendationer som finns för dimensionering. Ur nivåkurvorna går det att se att ytan lutar mer i början av anläggningen (lutning 7 %) för att sedan plana ut (lutning 5 %).

Översilningsytan lutar lateralt ungefär 1 % åt väster. Samtidigt har det framkommit att koncentrationerna för en majoritet av de undersökta tungmetallerna är signifikant högre för den västra delen av ytan. En förklaring till detta kan vara att lutningen har påverkat fördelningen av ämnena över ytan då genomströmningen av vatten kan antas vara förskjuten så att mer vatten tillrinner längs den västra delen av ytan. Skillnaden i metallhalter kan också bero på att fördelningsanordningen sprider vattnet ojämnt över ytan. Detta kan te sig mer rimligt då flera metaller som visar högre koncentrationer i den västra delen samtidigt inte visar förflyttning vertikalt i jorden, vilket gör det svårare att anta att de skulle ha förflyttat sig i sidled över ytan. Om fördelningsdiktet skapar en ojämn fördelning ger det upphov till en mindre effektiv yta som ger anläggningen en reducerad kapacitet. Det är då risk att kanaliserat flöde uppstår över ytan som förhindrar sedimentationsprocessen.

Den passerande vägen skulle också kunna vara en orsak till att halterna är högre på den västra delen då en sprayeffekt kan uppkomma från biltrafiken. Dock menar (Werkenthin m.fl., 2014) att den största inverkan sker inom 10 m från vägen. Översilningsytan har mer än 20 m avstånd till vägen och spridningen kan därför vara begränsad. Dock är vägen belägen högt över översilningsytan, vilket kan öka spridningsmöjligheten från biltrafiken.

Infiltration

Texturanalysen visade att jorden i översilningsytan är en siltig, sandiga lera vilket enligt en sammanställning gjord av Liu m.fl. (2008) är en vanlig jordart i översilningsytor. Genomsläppligheten för en siltig mellanjord är 15–51 mm/h. Enligt rekommendationer från US EPA bör infiltrationskapaciteten vara ungefär 7 mm/h eller mer (Clar m.fl., 2004).

Vid platsbesök på översilningsytan stod det vatten uppsamlat på vissa delar av ytan, vilket indikerar att ytan inte infiltrerar tillrinnande vatten tillräckligt. Då vegetationen inte visade

tecken på att vara påverkad av vattenståndet bedöms dock infiltrationskapaciteten vara tillräcklig för den inkommande volymen dagvatten.

Översilningsytans längd

WEF (2012) skriver i sin manual för dagvattenanläggningar (WEF Press, 2012) att det för översilningsytor är de första 20 m som deltar i fastläggning av tungmetaller. Detta överensstämmer väl med de resultat som framkommit ur analysen av totalhalter. Med hjälp av signifikanstest kunde skillnaden i föroreningsbelastning mellan de översta 20 m i översilningsytan och de nedre 40 m utvärderas och fastläggningen var signifikant högre i den översta delen än i den nedre. För kadmium och zink fanns dock ingen skillnad vid 95 % konfidensnivå, även om de högsta halterna för zink noterades närmast inloppet. Det är därför rimligt att anta att översilningsytans längd på ungefär 60 m är väl tilltagen och för nyanläggning av liknande översilningsytor kan en kortare längd dimensioneras. Det är inte klargjort hur stor del av den totala mängden som finns i översilningsytan som har tillförts via dagvattnet. Det är även osäkert vilken som är bakgrundshalten för jorden och vilken mängd som kan räknas ha tillförts.

8.3 UTJÄMNINGSMAGASIN, GUSTAVSBERG

Under den tidsperiod som undersökningen genomfördes skedde inget utflöde från magasinet och allt dagvatten verkar därför ha infiltrerat. Magasinet lyckades alltså utjämna de flöden som uppstod på parkeringsplats och byggnader under den undersökta perioden.

Föroreningsbelastningen beräknades med SMHI:s årsmedelvärden från Gustavsbergs nederbördsstation och medelnederbörden i områden är 563 mm/år. För centrala Stockholm finns nederbördsdata att tillgå för åren 2002–2014. Ett genomsnittlig årsmedelvärde för dessa år är 546 mm, vilket stämmer överensstämmer med normalvärdet för 1969–1990 som är 539 mm.

Enligt litteraturen har sediment som ackumulerats i magasin lakbara fraktioner av tungmetaller (Karlsson, 2009). Särskilt kadmium men även koppar och zink har visat sig mycket urlakbara från sediment (Clozel m.fl., 2006). Lera som tätningslager kan anses vara ett skydd mot att föroreningarna sprids men det är svårt att veta hur lagret beter sig om det blir torrlagt över lång tid. Då kan sprickor uppkomma och flödet genom lagret ökas.

Med antaganden om dräneringsrörens placering och inkommande mängder sediment, utifrån schablonvärden för sediment i dagvatten från parkeringsytor samt regnstatistik, beräknades en tidsperiod om 10 – 25 år innan magasinet har ansamlat så mycket sediment att dräneringsrören täcks. Då magasinet är byggt på ett sådant sätt att det är svårt att utföra underhållsarbete inne i magasinet är det svårt att hantera de sediment som lagras i magasinet.

8.4 OSÄKERHETER HOS METODERNA

Skaktester är ett enkelt och tidssnålt sätt att utvärdera rörligheten hos metaller i marken. För att kunna få en mer utförlig redogörelse för utlakningen över tid bör mer utförliga tester göras, såsom till exempel kolonnförsök. Laktester med två eller fler L/S-kvoter, till exempel perkolationstest, kan ge en bättre förståelse hur metallernas utlakning kommer variera med tiden.

Att använda schablonvärden är ett sätt att få en uppskattning av hur föroreningsbelastningen ser ut för dagvatten. För att få en mer exakt bild måste mätningar vid den aktuella platsen göras. Det är därför troligt att det finns relativt stora osäkerheter kring resultaten av fastlagd andel av föroreningarna och den totala föroreningsbelastningen till både översilningsytan och utjämningsmagasinet.

8.5 FÖRSLAG TILL FORTSATTA STUDIER

Undersökning bör göras för att fastställa om fördelningsdiket ger ojämn fördelning, vilket enkelt kan genomföras med en okulär besiktning i samband med ett kraftigt regn. Då den hydrauliska belastningen för översilningsytan ökas med ett kortare fördelningsanordning finns risk för att den flödes hastighet som anläggningen dimensionerats för överskrids. En studie av vattenkemin och sediment i fördelningsdiket skulle också vara önskvärt för att undersöka hur mycket föroreningar som tillförts översilningsytan samt sedimenterat i diket.

Analys av det inkommande dagvattnet bör göras för att kunna fastställa mer exakta fastläggningsprocent.

9 SLUTSATSER

- Fastläggningen i översilningsytan har inte varit uniform då en högre halt av vissa metaller hittades i den västra delen än den östra.
- Föroreningsnivån är låg i ytan efter drygt 10 år i drift.
- Spridningen av tungmetaller har inte överskridit 20 m längsgående i ytan, vilket innebär att det är den första tredjedelen av översilningsytan som bidragit till fastläggningen.
- Fastläggningen i marken är låg, cirka 15-20 %, vid jämförelse med beräknad total tillförd mängd tungmetaller.
- Zink och kobolt är de metaller som begränsar översilningsytans livslängd.
- Översilningsytans dimensionering överensstämmer i stort med de rekommenderade i litteraturen, med undantag för dess längd.
- De viktigaste parametrarna att beakta vid anläggning av en översilningsyta är att försäkra att flödet över ytan blir långsamt och jämnt fördelat för att främja sedimentation och motverka erosion.
- Magasinet i Gustavsberg har kapacitet att infiltrera de volymer som avrann under den studerade tidsperioden.

10 KÄLLFÖRTECKNING

- Aldheimer, G., 2004. Dagvatten. Avsättningsmagasin Ryska Smällen. (No. 11-2004). Stockholm Vatten, Stockholm.
- Alexandersson, H., Eggertsson Karlström, C., 2001. Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990: referensnormaler, SMHI Meteorologi, 0283-7730 ; 99. SMHI, Norrköping.
- Aryal, R., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., Naidu, R., 2010. Urban stormwater quality and treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering* 27, 1343–1359. doi:10.1007/s11814-010-0387-0
- Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkesson, L., Lind, B., 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research* 38, 720–732. doi:10.1016/j.watres.2003.11.006
- Bäckström, M., Nilsson, U., Håkansson, K., Allard, B., Karlsson, S., 2003. Speciation of Heavy Metals in Road Runoff and Roadside Total Deposition. *Water, Air, and Soil Pollution* 147, 343 – 366. doi:10.1023/A:1024545916834
- Berggren, K., 2014. Urban stormwater systems in future climates : assessment and management of hydraulic overloading (Doktorsavhandling). Luleå Tekniska Universitet, Luleå.
- Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, J.P., Jarvis, L., Norrström, A.-C., 2006. Metaller mobilitet i mark (No. 5536), Hållbar sanering. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Borgström, K., 2007. Spridningsrisken av metaller i en dikesslänt (Examensarbete). Kungliga Tekniska Högskolan, KTH, Stockholm.
- Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F., Chebbo, G., 2012. Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment. *Water Research, Special Issue on Stormwater in urban areas* 46, 6799–6810. doi:10.1016/j.watres.2011.12.017
- Butler, D., Davies, J.W., 2011. Urban drainage [Elektronisk resurs]. Spon Press, London
- Clar, M.L., Barfield, B.J., O'Connor, T.P., 2004. Stormwater Best Management Practice Design Guide Volume 2 Vegetative Biofilters (No. EPA/600/R-04/121A). US EPA, Cincinnati, OH.
- Clozel, B., Ruban, V., Durand, C., Conil, P., 2006. Origin and mobility of heavy metals in contaminated sediments from retention and infiltration ponds. *Applied Geochemistry* 21, 1781–1798. doi:10.1016/j.apgeochem.2006.06.017
- Czemiel Berndtsson, J., 2014. Storm water quality of first flush urban runoff in relation to different traffic characteristics. *Urban Water Journal* 11, 284–296. doi:10.1080/1573062X.2013.795236
- Deletic, A., 2001. Modelling of water and sediment transport over grassed areas. *Journal of Hydrology* 248, 168–182. doi:10.1016/S0022-1694(01)00403-6
- Deletic, A., Fletcher, T.D., 2006. Performance of grass filters used for stormwater treatment—a field and modelling study. *Journal of Hydrology* 317, 261–275. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.05.021
- Deng, N., Li, H., Shi, D., 2011. Preliminary Experimental Study on Effectiveness of Vegetative Filter Strip to Pollutants in Surface Runoff. *Journal of Water Resource and Protection* 3, 222.
- DHI, n.d. MIKE SHE [WWW Document]. MIKE by DHI. URL <http://www.mikebydhi.com/products/mike-she> (accessed 2.3.15).
- Dosskey, M.G., Hoagland, K.D., Brandle, J.R., 2007. Change in filter strip performance over ten years. *Journal of soil and water conservation* 62, 21–32.
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I., Simonsson, M., 2011. Marklära, 1st ed. Studentlitteratur AB, Lund.

- Hallberg, M., Renman, G., Lundbom, T., 2007. Seasonal Variations of Ten Metals in Highway Runoff and their Partition between Dissolved and Particulate Matter. *Water Air Soil Pollut* 181, 183–191. doi:10.1007/s11270-006-9289-5
- Hjortenkrans, D.S., Bergback, B.G., Haggerud, A.V., 2008. Transversal Immission Patterns and Leachability of Heavy Metals in Road Side Soils. *Journal of Environmental Monitoring* 10, 739.
- Hunt, W.F., Winston, R.J., 2010. Level spreader update: Performance and Research, in: *Urban Waterways*. North Carolina Cooperative Extension.
- Jacobs, A., Fagerberg, J., Prima, M., Öjemark, R., Thörnelöf, S., Alm, H., Larm, T., 2009. Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. Riktvärdesgruppen, Stockholm.
- Karlsson, K., 2009. Characterisation of pollutants in stormwater treatment facilities (Avhandling). Luleå Tekniska Universitet, Luleå.
- Kayhanian, M., Fruchtman, B.D., Gulliver, J.S., Montanaro, C., Ranieri, E., Wuertz, S., 2012. Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Research, Special Issue on Stormwater in urban areas* 46, 6609–6624. doi:10.1016/j.watres.2012.07.026
- Knight, E.M.P., Hunt, W.F., Winston, R.J., 2013. Side-by-side evaluation of four level spreader–vegetated filter strips and a swale in eastern North Carolina. *Journal of Soil and Water Conservation* 68, 60–72. doi:10.2489/jswc.68.1.60
- Knox County, 2008. Knox County Stormwater Management Manual. Volume 2 - Technical Guidance. Knox County Department of Engineering and Public Works.
- KTH, 2013. Environmental Chemistry and Risk Assessment. Guide to exercises.
- Lambrechts, T., de Braekeleer, C., Fautsch, V., Iserentant, A., Rentmeesters, G., Lutts, S., Biellers, C.L., 2014. Can vegetative filter strips efficiently trap trace elements during water erosion events? A flume experiment with contaminated sediments. *Ecological Engineering* 68, 60–64. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.03.092
- Larm, T., 2013. PM. Dimensionering av anläggningar för utjämning av dagvattenflöden.
- Larm, T., 2000. Utformning och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar (No. VA-FORSK-rapport 2000-10). Stockholm.
- Larm, T., Holmgren, A., Gustafsson, J., Linder, M., 2002. Kartläggning av föroreningsutsläpp med dagvatten till recipienter i Lidingö Stad. Stockholm.
- Leeds, R., Brown, L.C., Sulc, M.R., VanLieshout, L., 1994. Vegetative Filter Strips: Application, Installation and Maintenance (No. AEX-467-94). Ohio State University, Columbus, Ohio.
- Linde, M., 2005. Trace metals in urban soils : Stockholm as a case study (Avhandling). Dept of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences,.
- Lindvall, P., 2008. Utformning av översilningsytor för dagvatten - Med fokus på tungmetaller (Examensarbete). Lunds Universitet, Lund.
- Liu, X., Zhang, X., Zhang, M., 2008. Major Factors Influencing the Efficacy of Vegetated Buffers on Sediment Trapping: A Review and Analysis. *Journal of Environment Quality* 37, 1667. doi:10.2134/jeq2007.0437
- Li, Y., Kang, J.-H., Lau, S.-L., Kayhanian, M., Stenstrom, M.K., 2008. Optimization of Settling Tank Design to Remove Particles and Metals. *Journal of Environmental Engineering* 134, 885–894. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:11(885)
- Naturvårdsverket, 2013. Grundvatten av god kvalitet - Vägsaltanvändning [WWW Document]. Miljömål. URL <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=136&pl=1> (accessed 2.3.15).
- Naturvårdsverket, 2009. Riktvärden för förorenad mark (No. 5976).

- Naturvårdsverket, 2006. Laktester för riskbedömning av förorenade områden. Underlagsrapport 3: Sammanställning av underlagsdata och användning av modeller för tolkning av laktester (No. 5558), Hållbar sanering. Naturvårdsverket, Stockholm.
- NCDWQ, 2007. Stormwater Best Management Practices Manual. North Carolina Division of Water Quality.
- New Jersey Department of Environmental Protection, 2014. Vegetative Filters, New Jersey Stormwater Best Management Practices Manual. New Jersey Department of Environmental Protection Division of Watershed Management, Trenton.
- Norén, A., 2001. Dagvattenhantering i Kvisthamra, Norrtälje, Examensarbete / Luleå tekniska universitet, Civilingenjörsprogrammet, 1402-1617 ; 2001:088. Luleå.
- Pan, C., Ma, L., Shangguan, Z., Ding, A., 2011. Determining the sediment trapping capacity of grass filter strips. *Journal of Hydrology* 405, 209–216. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.05.027
- PUB, n.d. On-site Stormwater Detention Tank Systems - Technical Guide.
- Sahuquillo, A., Rigol, A., Rauret, G., 2003. Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 22, 152–159. doi:10.1016/S0165-9936(03)00303-0
- Scholes, L., Revitt, D.M., Ellis, J.B., 2008. A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *Journal of Environmental Management* 88, 467–478. doi:10.1016/j.jenvman.2007.03.003
- SLU (Ed.), 2011. Laborationer och övningar i markkemi. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- SMHI, 2015. Hur mäts nederbörd? [WWW Document]. SMHI Kunskapsbanken. URL <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/meteorologi/hur-mats-nederbord-1.637> (accessed 2.19.15).
- Stahre, P., 2006. Sustainability in urban storm drainage : planning and examples. Svenskt vatten, Stockholm.
- Stockholm Vatten, 2001. Dagvatten. Norra Länkens avsättningsmagasin (No. 14/2001). Stockholm Vatten, Stockholm.
- Stockholm Vatten, n.d. Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav. Del 3: Rening av dagvatten. Exempel på åtgärder och kostnadsberäkningar. Gatu- och fastighetskontoret Miljöförvaltningen Stadsbyggnadskontoret Stadsdelsförvaltningarna Stockholm Vatten AB, Stockholm.
- Storey, B.J., Li, M.-H., McFalls, J.A., Yi, Y.-J., 2009. Stormwater treatment with vegetated buffers. Texas Transport Institute.
- StormTac, 2014. StormTac data, Updated and new standard concentrations. StormTac v. 2014-11. [WWW Document]. StormTac Storm water solutions. URL (accessed 2.1.15).
- Svenskt Vatten, 2011. Hållbar dag- och dränvattenhantering : råd vid planering och utformning. Svenskt vatten, Stockholm.
- Svenskt Vatten, 2004. Dimensionering av allmänna avloppsledningar, Publikation / Svenskt vatten, 1651-4947 ; 90. Svenskt vatten, Stockholm.
- US EPA, 2001. Storm Water Technology Fact Sheet. On-Site Underground Retention/Detention. United States Environmental Protection Agency.
- Valtersson, M., 2010. Översilningsytor - Hydrologisk modellering av påverkansfaktorer för avrinning och infiltration (Examensarbete). Lunds Tekniska Högskola, Lund.
- WEF Press, 2012. Design of Urban Stormwater Controls [Elektronisk resurs]. McGraw-Hill.
- Weiss, P.T., Gulliver, J.S., Erickson, A.J., 2013. Optimizing Stormwater Treatment Practices. Springer New York.

- Werkenthin, M., Kluge, B., Wessolek, G., 2014. Metals in European roadside soils and soil solution – A review. *Environmental Pollution* 189, 98–110. doi:10.1016/j.envpol.2014.02.025
- Wilson, M., Gulliver, J., Mohseni, O., Hozalski, R., 2007. Performance Assessment of Underground Stormwater Treatment Devices (Report). Minnesota Department of Transportation.
- Zanders, J.M., 2005. Road sediment: characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. *Science of The Total Environment* 339, 41–47. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.07.023