



Skelettjord

– att hantera trafikdagvatten i stadsmiljö

Sammanfattning

Dagvatten från stadsbebyggelse är i miljölagstiftningen definierat som avloppsvatten och får inte släppas ut utan föregående rening om det inte är uppenbart att det kan göras utan risk för miljö eller människors hälsa. Vid nyexploateringar är det ett högt tryck på effektivt markutnyttjande. Detta medför att marken samnyttjas för att kombinera flera samhällliga värden som exempelvis krav på tillgänglighet, säkerhet och estetik. Detta samnyttjande kan innebära att endast små områden förblir mjuka och tillgängliga för god dagvattenhantering. För att under dessa förutsättningar ta omhand dagvatten lokalt och minimera negativ miljöpåverkan måste lösningarna anpassas till rummet.

I Hammarby sjöstads miljöprogram fanns högt ställda miljökrav. Två av dem som gällde dagvatten var att allt dagvatten som blivit förorenat av trafikytor skulle renas och att dagvattnet skulle hanteras lokalt. Stockholm Vatten har utvärderat en av dessa anläggningar hydrauliska funktion och resultatet från utredningen beskrivs i denna rapport. Anläggningen som utvärderades var ett perkolationsmagasin. Syftet med anläggningen har förutom dagvattenrening även varit att skapa en god miljö för gatuträden, med avseende på syretillgång och vatten. Denna utredning har inte undersökt reningseffekten av anläggningen. Inte heller ådagalades hur anläggning betedde sig vid kallgrader.

Utredningen visar att anläggning i de flesta fall fungerar väl hydrauliskt och att träden inte har tagit skada av tillskottet av vattnet som avvattnat trafikytorna. Det verkar istället ha varit positivt för trädens utveckling att få tillgång till detta vatten. Det var infiltrationskapaciteten som begränsade anläggningens hydrauliska funktion inte volymen.

Vid anläggandet av nya liknande anläggningar kan förbättringar göras, exempelvis behövs inte spolledningen och fördelningsledningen samt materialet kring denna bör väljas så att infiltrationskapaciteten blir så hög som möjligt. Infiltrationskapaciteten, avrinningsytans storlek och hur mycket nivån tillåts variera i brunnen avgör om en bräddmöjlighet är nödvändig.

Henrik Alm
Utredare

Elin Jansson
Kvalitetsgranskare

Åsa Snith
Beställare

Förord

Ajöss och tack för fisken !

Stockholm 2005-12-27

Henrik Alm
Utredningsingenjör

Utredning och utvecklingsenhet
Ledningsnätsavdelningen
Stockholm Vatten AB

Ps Extra tack till ingenjör Jan Stenhycke för all enastående hjälp med allt fältarbete.

Innehållsförteckning

1.	Inledning.....	1
1.1.	Syfte och begränsningar	2
1.2.	Teknisk bakgrund och hypotes.....	2
1.2.1.	Skelettjordsanläggningen	4
1.2.2.	Infiltration.....	5
1.2.3.	Förväntad reningseffekt.....	7
1.2.4.	Tillrinningsområdet.....	8
1.3.	Kostnad.....	9
2.	Metod & Metodik.....	11
2.1.	Nivåmätning	12
2.2.	Flödesmätning	13
2.3.	Nederbörds­mätning	15
2.4.	Fältförsök	15
3.	Resultat.....	17
3.1.	Nederbörd.....	17
3.2.	Nivå i rännstensbrunn.....	19
3.3.	Dränflöde.....	20
3.4.	Träd	21
3.5.	Övriga observationer	21
4.	Analys och slutsats	23
5.	Diskussion och rekommendationer	27
5.1.	Felkällor	28
5.2.	Fortsatta studier	29
6.	Litteraturförteckning	31

1. Inledning

Dagvatten inom detaljplan från sammanhängande bebyggelse är i miljöbalken (9 kap 1§ och 2§) definierat som avloppsvatten och är därmed miljöfarlig verksamhet (SFS, 1998a). Sådant avloppsvatten får endast släppas ut orenat i vattenområden om det är uppenbart att det kan göras utan risk för olägenhet för miljö eller hälsa (SFS, 1998b). I Stockholm är dagvattenutsläpp en av de större föroreningskällorna i recipienterna. Tidigt i planeringen av Hammarby sjöstad så fanns ett politiskt beslutat miljöprogram. De fastställda miljömålen har stått sig trots maktskiften. Detta faktum har varit av vikt för att miljöåtgärdsåtgärder har genomförts (Stockholm Stad, 2004). De fyra inriktningsmål som gällde dagvatten var att dränvatten skulle kopplas till dagvattennätet, allt dagvatten skulle tas omhand lokalt, allt dagvatten från gator skulle renas och att övrigt dagvatten skulle behandlas på lämpligt sätt för att minska belastningen på recipienten, Hammarby Sjö. För att rena det av trafiken förorenade dagvattnet (trafikdagvatten) byggdes två slutna avsättningsmagasin (Kyrkan och Udden), en öppen dagvattendammsanläggning (Mårtensdal), filterinsatser i dagvattenbrunnar (ej utsatta när denna rapport skrevs) vid Sickla Udde samt skelettjordsanläggningar. En starkt bidragande orsak till att dessa miljöinvesteringar har blivit utförda var det statliga stöd i form av lokala investeringsprogrammet som fanns till investeringar 1998-2004.

Målet med skelettjordsanläggningarna var att ta hand om trafikdagvatten från Hammarby allé och Sickla kanalgatan som sträcker sig från Mårtensdal till och med Sickla kaj.



Figur 1 Hammarby Sjöstad

Reningen av trafikdagvattnet i skelettjordsanläggningarna var tänkt att ske genom filtrering, sorption och kemisk bindning till markmaterialet (Stockholm Stad, 2000).

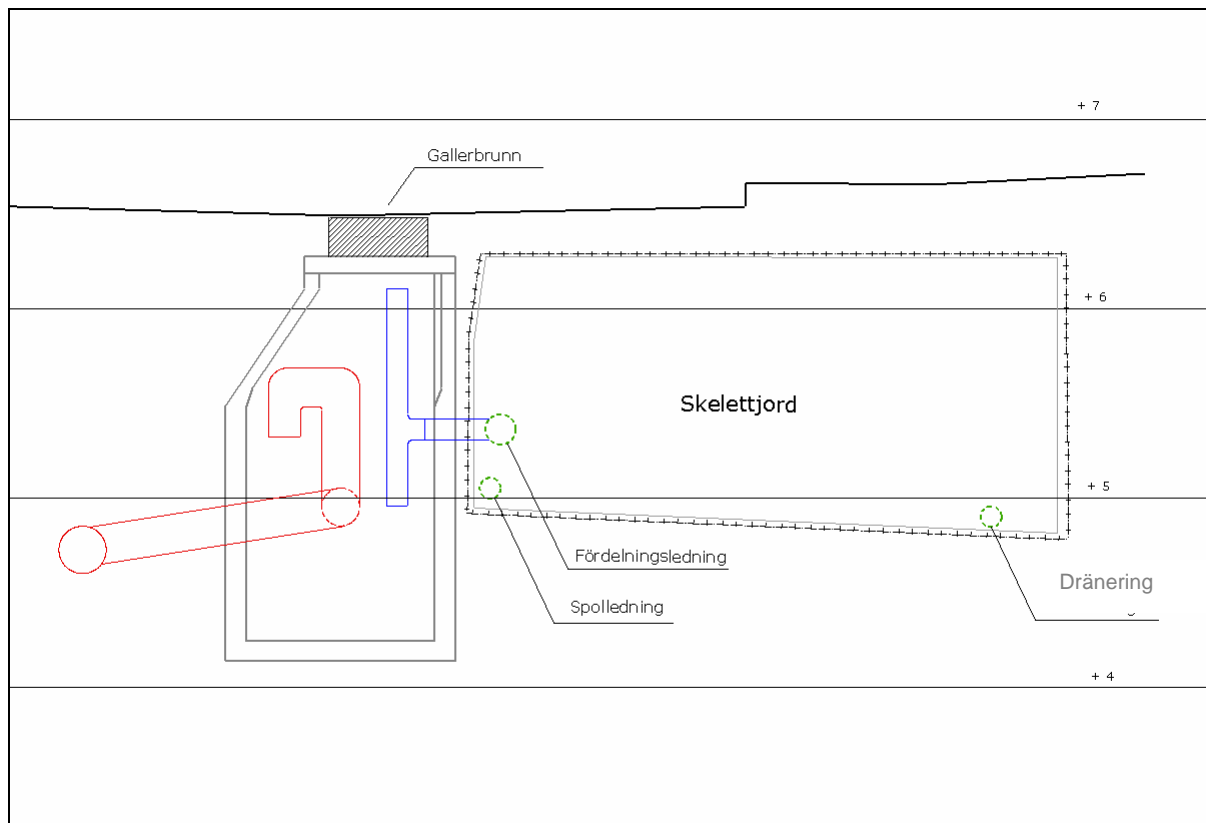
Målet i ansökan till investeringen var att uppnå en femtioprocentig reduktion vid recipient jämfört med orenat utsläpp, att utvärdera anläggningarnas funktion såsom reningsgrad i förhållande till investerings- och driftkostnad samt sprida kunskap härom (Stockholm Stad, 2000). Skelettjordsanläggningen skulle också ge goda förutsättningar för gatuträd genom att ge rötterna tillgång till vatten och syre. Detta innebär att rötterna inte skulle söka sig djupare och skada övrig teknisk infrastruktur. Anläggningarna skulle utvärderas under två år tid. Vid anläggandet av dagvattenanläggningarna var det viktigt att ta hänsyn till förekomst av markföroreningar, detta undersöktes av WSP. Vid anläggandet av skelettjordarna upptäcktes ingen förekomst av markföroreningar. Skelettjordsanläggningarna projekterades av VBB VIAK (Stockholm Stad, 2002).

1.1. Syfte och begränsningar

Syftet med denna undersökning var att undersöka driftsäkerheten för skelettjordsanläggningarna med avseende på kapacitetshänsyn. Syftet med rapporten var att sprida kunskapen om skelettjordsanläggningar. I driftsäkerhetsaspekten ingick inte att fastställa reningseffekten, bara att anläggningen uppfyller kraven i VA-lagen, att avleda dagvatten från fastighetsmark, som i det här fallet utgörs av gatumark.

1.2. Teknisk bakgrund och hypotes

Skelettjordsanläggningarna bestod av en markbädd under mark i vilken trafikdagvatten infiltrerades. Trafikdagvattnet infiltrerades via en fördelningsledning i anläggningen. Om anläggningen skulle sätta igen fanns det en ledning att spola marken med. Det fanns även en dränledning som skulle dränera skelettjorden så att träden inte skadades av att mycket vatten blev stående i anläggningen (Stockholm Vatten, 2000). Om dagvattnet inte kunde infiltrera så fanns det även en bräddmöjlighet till ett konventionellt dagvattensystem, markerat med rött i Figur 2. Denna nivå var 180 mm över nivån som ledde ut dagvattnet i skelettjorden. För att förhindra att föroreningar som transporteras med dagvattnet i sin tur skulle förorena grundvattnet var skelettjordspaketet inslaget i goetextil. Denna fungerade även som materialskiljande lager.



Figur 2 Profilsnitt

Utloppet ur brunnen, markerat med blått i figuren ovan, var utformat som ett T-rör så att löv och annat flytande material skulle avskiljas och inte ledas in till fördelningsledning. Härigenom undveks att ledningen hade satt igen.

Träd, som planteras i stadsmiljö, har ofta för lite utrymme för att utvecklas tillfredställande. Såväl planteringsytan som jordvolym begränsas av hårdgjorda ytor i form av vägar, torg samt av andra infrastrukturanläggningar. Under hårdgjorda ytor har växternas rotsystem svårt att växa och utvecklas. Detta har medfört att rötter tvingas söka sig till mer gynnsamma miljöer, företrädesvis avloppsledningar.

Traditionellt anses nyplanterade träd behöva en jordvolym på 12-15 m³, varav minst 4 m³ bör vara växtjord (Vägverket, 2004). En annan formel för krav på jordvolym var 0.5-0.75 m³ per m² kronarea (Malmö, 2003). Ytterligare en viktig parameter för trädets välmående var syretillgången vid rötterna. Därför eftersträvas en genomsläpplig, mjuk, yta närmast trädet. Ytan bör vara så stor som möjligt men absolut minst vara 1.5 meter i diameter (Vägverket, 2004). Skelettjord var en möjlighet att skapa bättre förutsättningar för rotsystemens utveckling. Under den normala planteringsytan skapas en extra tillväxtzon för rotsystemet. Denna zon ger utrymme för rottillväxt med goda syre- och vattenförhållanden trots att ytan ovan hårdgörs.

1.2.1. Skelettjordsanläggningen



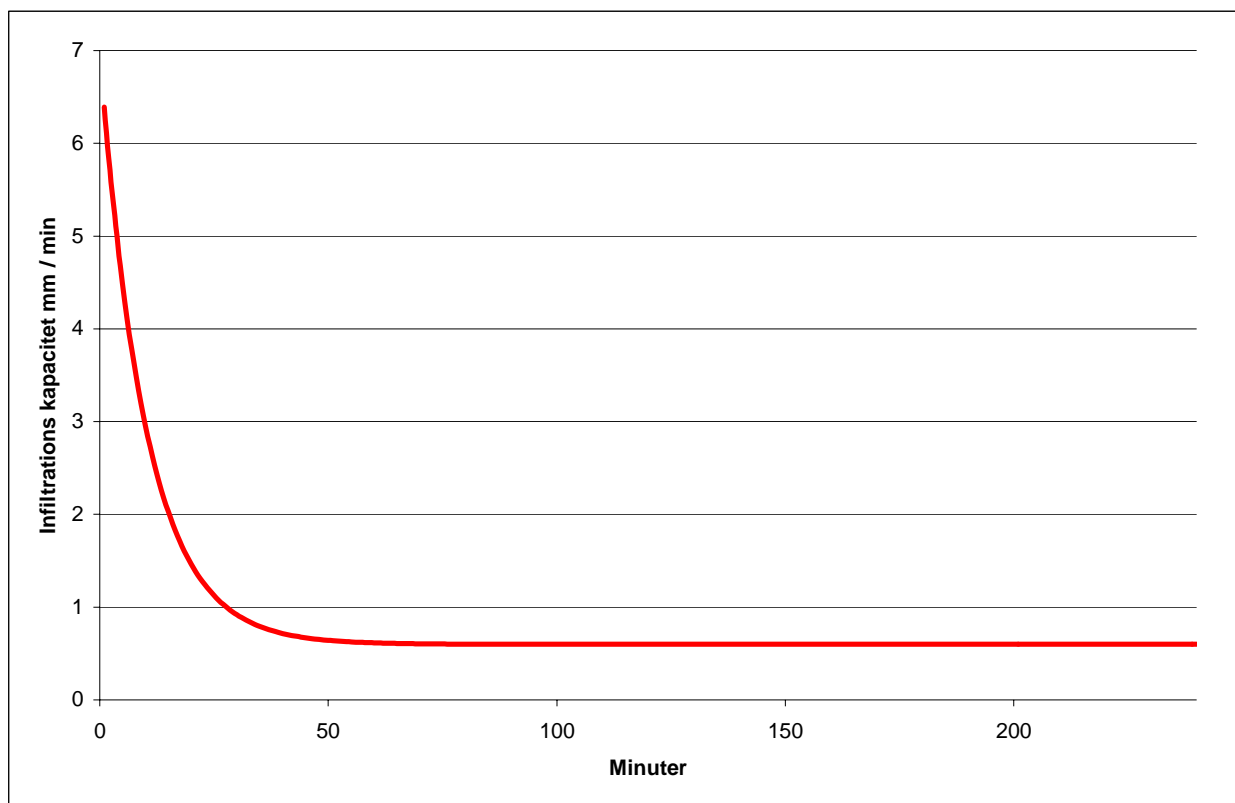
Figur 3 Anläggande av skelettjordsanläggningen, 2001

Vid anläggandet av skelettjorden, se Figur 3, lades 20–25 cm bergkross ut i taget som sedan packades. Därefter lades växtjord ut som spolades ner i krossen. Detta upprepades tills eftersträvd höjd uppnåddes. Skelettjordslagret är vanligen mellan 60-80 cm. Träden planterades inte direkt i skelettjorden utan i ett extra jordmagasin som bestod av luftigt bärlager som lades ut ovanpå skelettjorden. Normalt används en jord med högre mullhalt i de översta 40 cm. Underliggande matjord har inte lika hög mullhalt då rötterna är känsliga för de syrefattiga förhållandena som kan uppstå. Under planeringsskedet var en oro att träden skulle ta skada av det förorenade dagvattnet. Dagvattnet som tillfördes träden transporterar ett flertal ämnen, i första hand kväve, fosfor och kalium, som kommer växterna till godo. Växtupptag av metaller kan förekomma, vilket inte är gynnsamt för trädens utveckling (Fritioff, 2005).

Vägsalt sprids vintertid för att motverka halka på väg-, gång- och cykelbana. Även när sand används som huvudsakligt halkbekämpningsmedel tillsätts salt för att sanden ska vara torr och inte klumpa sig. Vanligtvis används natriumklorid. Kloridjonen är löslig och sprider sig lätt och förorenar exempelvis grundvatten. Natriumjonen löser ut kalium och andra metaller via jonbyte i marken vilket försämrar jordstrukturen (Lundmark, 2003 och Lundmark, 2005). Då detta hämmar trädens upptag av näringsämnen och vätska har natriumjonen ansetts vara vådligare än kloridjonen (VAV, 1983). I Stockholm pågår fler projekt som syftar till att hitta alternativ till natriumklorid och sand som halkbekämpningsmedel, då sanden även leder till höga partikelhalter (Johanson et al, 2004). Med skelettjordsanläggningen tillfördes marken mer regnvatten och ämnen än vad träden hade tillförts med en konventionell dagvattenlösning

1.2.2. Infiltration

Infiltration sker definitionsmässigt då vatten från markytan tränger ner i den underliggande marken. Normalt sker detta på bredfront längs ett markområde, infiltrationsyta, alternativt leds vatten via diken avsedda för infiltration. I stadsmiljö finns det inte alltid ytor tillgängliga för infiltration, då måste dagvattnet ledas ut i marken på annat sätt, om det inte ska transporteras bort via avloppsledningsnätet. I skelettjordsanläggningen var ovanpåliggande marklager hårdgjort och vattnet leds istället ut i marken via en fördelningsledning innan det perkolerade ner i jorden. Infiltrationskapaciteten beskriver den hastighet med vilken vatten tränger in i markvattenzonen. Kapaciteten begränsas av jordens förmåga att binda vatten vilken är korrelerad med jordarten och markfuktigheten. Hastighet är störst i början av ett regn då marken är torr och avtar sedan när markfuktigheten ökar (Espeby & Gustafsson 1998), detta illustreras i Figur 4. Värt att notera är att infiltrationskapaciteten i tjälad mark beror på jordens vattenhalt vid tjälningstillfället, ju högre vattenhalt desto lägre infiltrationskapacitet. I finkornig jord som var mättad vid tjälningstillfället har det förekommit att infiltrationskapaciteten har sjunkit från 10 till 0.001 mm/dygn, då temperaturen sjönk från 0°C till -0.4°C (Espeby & Gustafsson 1998). Andra utredningar tyder dock på att tjäle inte påverkar den på ytan avrunna dagvattenmängden i så stor omfattning (Bishop & Lindström, 2001).



Figur 4 Exempel på infiltrationskapacitetskurva

Att infiltrationskapaciteten beror på jordarten och är störst när marken är som torrast som nämnts ovan beskrivs matematiskt av Hortons ekvation, Formel 1 (Horton 1933, 1940). I formeln ses att när marken blir mättad så blir infiltrationen densamma som fältkapaciteten, den hydrauliska konduktiviteten. För att beskriva hur mycket vatten som totalt har infiltrerat under en viss tid integreras ekvationen, se Formel 2.

$$f(t) = f_c + (f_o - f_c) e^{-kt}$$

$f(t)$ = infiltration vid tidpunkten t

f_o = maximal infiltrationskapacitet, vissingsgräns (mm/min)

f_c = minimal infiltrationskapacitet, fältkapacitet (mm/min)

k = tidskonstant som anger hur fort kapaciteten avtar (min^{-1})

Formel 1 Hortons infiltrationsekvation.

$$\int f(t) = f_c + (f_o - f_c) e^{-kt}$$

$$F(t) = f_c t + \frac{f_o - f_c}{k} (1 - e^{-kt})$$

Formel 2 Total infiltrerad mängd

Hortons ekvation förutsätter att det finns vatten stående på markytan hela tiden, att jorden är fritt dränerad och att regnet har konstant intensitet. När nederbördsintensiteten överstiger $f(t)$ rinner nederbörden av på ytan med så kalla *Hortonian overland flow*. När detta sker på grund av förändringar av markfuktigheten benämns det *delayed Hortonian overland flow* (Jones, 1988). Hortons modell är dock svåränvändbar eftersom variabelvärdena är mycket svåra att mäta (Anderberg, 2004).

1.2.3. Förväntad reningseffekt

Föroreningshalterna i dagvatten är starkt länkade till markanvändningen i avrinningsområdet. I förstudien till investeringen av anläggningen uppskattade VBB VIAK de förväntade föroreningshalterna på vattnet från den aktuella gatan, dessa presenteras i Tabell 1.

Tabell 1 Beräknade föroreningshalter från Hammarby Allé (VBB VIAK, 2000)

Näringsämnen		Förväntad halt	Låga halter*
N	µg / l	1 600	< 1 250
P	µg / l	80	< 100
Metaller			
Cd	µg / l	0,6	< 0,3
Cr	µg / l	4	< 15
Cu	µg / l	50	< 9
Ni	µg / l	3	< 45
Pb	µg / l	40	< 3
Zn	µg / l	180	< 60
Övrigt			
SS	mg / l	86	< 50
Olja	mg / l	0,69	< 0,5
PAH	µg / l	1,9	< 1

* Låga halter enligt Stockholms dagvattenstrategi (Stockholm Stad, 2002)

Föroreningshalten i dagvatten delas oftast in näringsämnen, metaller, suspenderat material, samt kolväteföreningar. Metallerna och näringsämnena förekommer både i löst form och i fast form. Detta är viktigt att vara medveten om då föroreningar som förekommer i löst form inte avskiljs via sedimentation vilket är en av de vanligare reningsmetoderna av dagvatten. Näringsämnena förekommer i löst form till ungefär 30 %. Metallers förekomst i löst form varierar kraftigt, mellan 10-95 %, PAH förekommer i löst form till 12-14%, se Tabell 2.

Tabell 2 Andel av föroreningars förekomst i löst form (VBB VIAK, 1999)

Näringsämnen	Antal*	Median %	Minimum %	Maximum %
N	1	32	32	32
P	1	25	25	25
Metaller				
Cd	4	72	50	95
Cr	3	65	50	71
Cu	4	70	50	71
Ni	3	27	13	27
Pb	4	21	10	27
Zn	4	76	50	78
Kolväteföreningar				
PAH	2	12	10	14

* Avser antal undersökningar som analysen bygger på.

Fastläggning av föroreningar i mark sker genom en mängd olika processer såsom mekanisk fastläggning och olika sorptionsprocesser. Sorptionsprocesserna kan indelas i adsorption, absorption samt jonbyte. Adsorption innebär att ett ämne fäster vid den fasta fasens yta, absorption innebär att ett ämne tar plats inom den fasta fasen och jonutbyte är att ett ämne byts mot ett annat ämne, såväl adsorberat som absorberat (Apello & Postma, 1999).

I de övre marklagren sker även biologisk nedbrytning av organiska ämnen. Partikelbundna föroreningar avskiljs väl via filtrering genom marklager. Som exempel kan nämnas att markbäddar reducerar 85-98 % av suspenderat material, 85-99 % av organiskt material, 25-50 totalfosfor (med total menas både löst och partikelbundet) och 20-40 % av totalkväve (Naturvårdsverket 1990, 1991). Resultaten är dock inte direkt överförbara till den aktuella dagvattenreningsanläggningen.

Vid infiltration av förorenat dagvatten ackumuleras de föroreningar som fastläggs i marken och som inte bryts ner. I en undersökning av ett dike invid Bergslagsvägen uppmättes att på ca 20 centimeters djup hade halterna sjunkit till gränsvärdet för känslig markanvändning enligt naturvårdsverket (J&W, 1997). Ytterligare 30 cm ner var halterna detsamma som bakgrundsvärden (Strand & Wennberg, 1999). Detta påvisar att de föroreningar som fastlades i marken fastlades relativt tidigt.

1.2.4. Tillrinningsområdet

Till skelettjordsanläggningarna avvattnades trafikdagvatten från en måttligt trafikerad (ca 8 000 fordon passerar per dygn) lokalgata. Det var 14.5 meter mellan brunnarna och körfältet var ca 4.5 meter brett. Mellan varje brunn stod ett träd. Dessa träd fick enbart vatten via anläggningen, då trottoaren och parkeringsytorna var genomsläppliga. Träden i mittraden

fick inget dagvatten från gatan utan bara det regnvatten som föll på mittremsan. En skelettjordsanläggning anlades för varje körfält.



Figur 5 Hammarby Allé, oktober.

Foto: Alm, 2005

1.3. *Kostnad*

Kostnaden för byggandet av skelettjorden har uppskattats till 8 000 000 sek för sträckan Mårtensdal till Luma, en sträcka med två körfält om ca 650 meter. Av detta ansågs hela investeringen undantaget brunnar och ledningar vara en miljömerkostnad (Stockholm Stad, 2002).

Undersökningen av anläggningen kostade totalt 225 000 kronor. Av dess var 50 000 kronor inköp, hyra och anpassning av utrustning. Tillsyn och datainsamling med hjälp av konsult kostade 75 000 kronor. Resterande kostnad var för 30 timmar som använts till fältarbete och 150 timmar som använts till databearbetning, tolkning och rapportskrivning.

2. Metod & Metodik

För att undersöka skelettjordsanläggningens kapacitet valdes ett testområde utanför kvarter Kölnan. För att fastställa driftsäkerheten mättes nederbörden, vattennivån i brunnarna samt flödet i dränledningen från maj till oktober, 2005. Utöver den kontinuerliga mätningen så utfördes även fältförsök då dricksvatten tillfördes brunnarna från en närbelägen brandpost. Tillrinningsområdet till den undersökta skelettjordsanläggningen bestod av en köryta, fem parkeringsytor samt trottoar. Körbanan begränsades av fartgupp, kantsten mot mittrefug, se Figur 6. Vägen hade en trafikintensitet på knappa 8000 fordon per dygn. Den totala (oreducerade) ytan var ca 520 m². Till varje brunn avvattnades ett område på ca 110 m². Den längsta rinnsträckan för vattnet var cirka 10 meter vilket motsvarade en rinntid på ungefär en minut.



Figur 6 Foto över tillrinningsområdet, september.

Foto: Alm, 2005

2.1. Nivåmätning



Figur 7 Plats för nivåmätningen. April

Foto Alm, 2005

Nivån i en rännstensbrunn mättes med hjälp av Metrolog 420 TA. Noggrannheten var 0.02 % i temperaturintervallet -10°C - $+50^{\circ}\text{C}$. Vid extremare temperaturer ökade osäkerheten. Värdena loggades ursprungligen var tionde minut, efter utvärdering ändrades detta och istället registrerades varje minut.

2.2. Flödesmätning



Figur 8 Flödesmätare

Foto: Stenlycke, 2005

Flödet mättes i dräneringsledningen. Flöden mättes med en tryckgivare över ett skarpkantat överfall, se Figur 8. De ekvationer som finns för en ideal vätska korrigeras med ledning av empiriska data. Vid strömning uppkommer friktionsförluster till följd av vätskans inre friktion (viskositet) och genom friktion mellan vätskan och omgivande material. Vid fri utströmning genom en liten öppning med arean, A , blir för verkliga vätskor flödet

$$q = \mu \cdot v \cdot A = \mu \cdot \sqrt{2g \cdot h} \cdot A$$

q = flöde

v = strömingshastighet

A = Area

h = höjden

μ = utströmningskoefficient (<1.0)

Utströmningskoefficienten är sammansatt av friktionskoefficienten a och kontraktionskoefficienten b där $\mu = a \cdot b$. Friktionskoefficienten anger en hastighetsreduktion till följd av friktion mellan öppningens vägg och vätskan. Kontraktionskoefficienten anger en areareduktion. Vid större öppningar måste hänsyn tas till utströmningshastigheten varierar i öppningens höjdriktning. Variationen är beroende av avståndet till vätskeytan. Genom att beräkna strömingshastigheten med Bernoullis ekvation och antagande att vattenytan ligger under öppningens övre kant kan ekvationen för ett överfall med rektangulärt tvärsnitt, där B är tvärsnittets bredd, förenklas till

$$q = \frac{2}{3} \cdot \mu \cdot B \cdot \sqrt{2g} \cdot h^{\frac{3}{2}}$$

För mätningen av flödet i skelettjorden användes ett skarpkantat V-format överfall. För dessa gäller att

$$q = \frac{8}{15} \cdot \mu \cdot \tan \frac{\alpha}{2} \sqrt{2g} \cdot h^{\frac{5}{2}}$$

För överfall med öppningsvinkeln 90° (Thomson) blir

$$q = \frac{8}{15} \cdot \mu \cdot \sqrt{2g} \cdot h^{\frac{5}{2}}$$

För Thomsonöverfall anges allmänt μ till 0.62. Mättrännen och parametrarna kalibrerades av GF konsult AB.

2.3. *Nederbörds*mätning



Figur 9 Regnmätare Casella 0.2 mm tippingbucket

Nederbörden mättes med en Casellas vippskålmätare av typen 0.2 mm tipping bucket. Mätaren och tratten var gjord av aluminium, öppningen var 400 cm². Vippskålen var insluten och skyddad av höljet. När vippskålen var fylld slog den över och nästa vippskål började fyllas. Vid varje vippning registrerades klockslaget. Mätaren var godkänd enligt UK environmental agency standard BS 7843. Utifrån dessa mätningar räknades sedan antal regntillfällen och intensitet ut med hjälp av programmet Gandalf (DHI AB). Mätaren var uppställd knappt 400 meter från anläggningen.

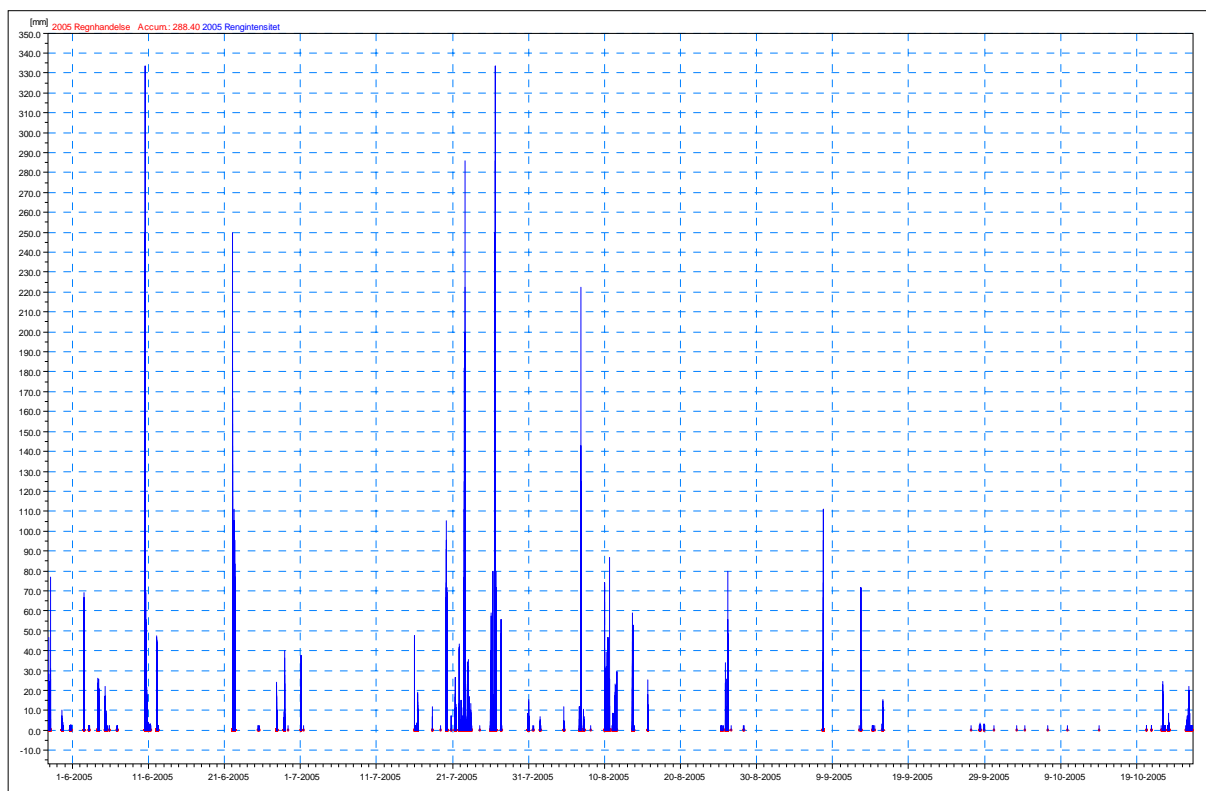
2.4. *Fältförsök*

Vid fältförsöket tillsattes dricksvatten från en brandpost till en rännstensbrunn i mitten av skelettjorden. Detta gjordes för att testa utrustningen samt för att undersöka hur ledningarna var förbundna i skelettjorden.

3. Resultat

Undersökning pågick från maj till oktober. Tillsyn och tömning av data utfördes av SWECO en gång i veckan under hela perioden.

3.1. *Nederbörd*



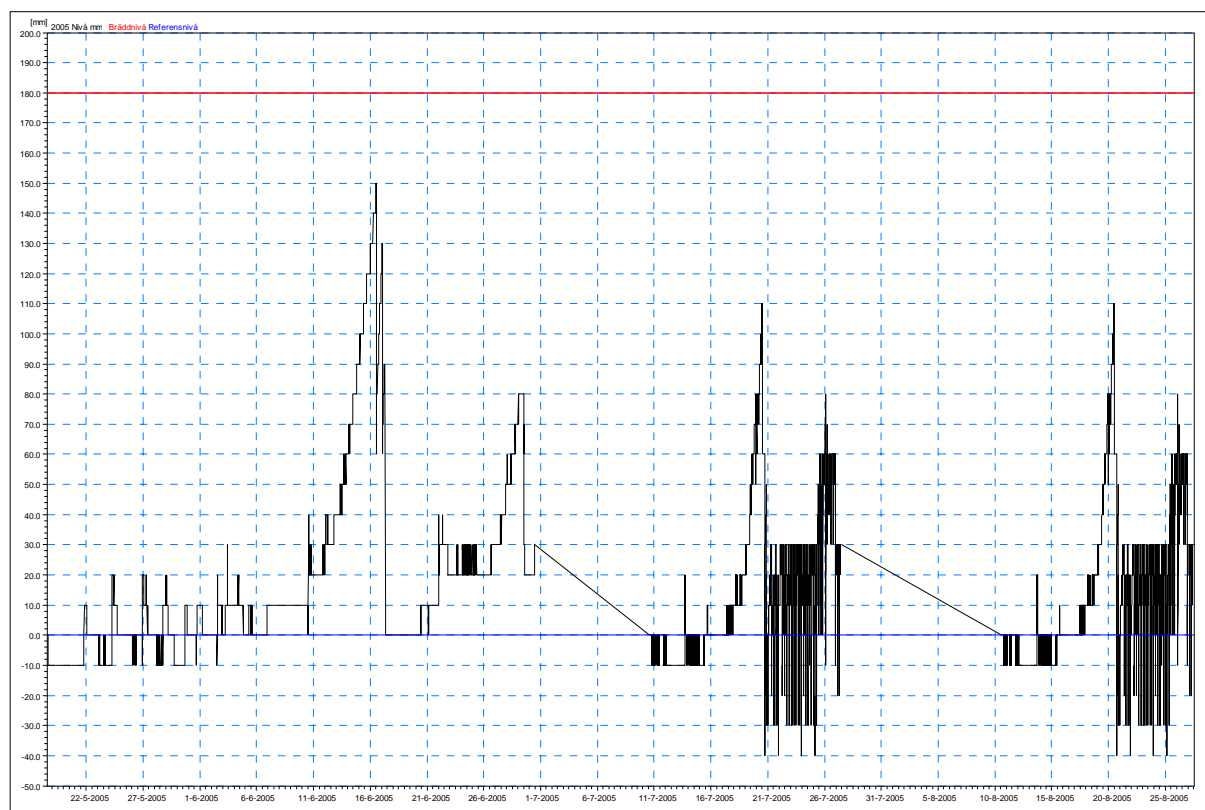
Figur 10 Ett utdrag ur nederbörds mätningarna

Ett regntillfälle definierades såsom att vara längre än 2 minuter, större än 2 mm och att det inte var längre uppehåll (mellan vippningarna) än 120 minuter. Med denna definition inträffade 31 regntillfällen under perioden, se Tabell 3. Det intensivaste tiominutersblocket inträffade under regnet den 26 juli då 6.9 mm föll strax efter klockan 16. Det motsvarar ett regn med en återkomsttid på ca ett och ett halv år. Maxintensiteten i Tabell 3 bygger på tiden mellan två efter varandra följande vippningar och kan endast ses som momentan intensitet. Under mätperioden föll det totalt 288.4 mm regn.

Tabell 3 Regntillfällen

Regn id	Datum	Varaktighet	Volym (mm)	Max. intensitet (l/s · ha)	Medel intensitet (l/s · ha)
1	28.05.2005	07:52	12.2	76.9	4.3
2	30.05.2005	02:37	2.2	10.2	2.3
3	31.05.2005	05:09	2.4	2.7	1.3
4	02.06.2005	01:09	6.4	69.0	15.3
5	04.06.2005	04:00	8.4	26.3	5.8
6	05.06.2005	05:26	4.2	22.0	2.1
7	10.06.2005	08:08	23.4	333.3	8.0
8	12.06.2005	05:31	21	47.6	10.6
9	22.06.2005	09:29	20.2	250.0	5.9
10	27.06.2005	00:46	3.8	24.1	13.6
11	28.06.2005	01:11	3	40.0	7.0
12	16.07.2005	03:37	2.8	19.0	2.1
13	20.07.2005	03:10	10	105.3	8.7
14	21.07.2005	01:17	3	26.7	6.4
15	21.07.2005	00:49	2.2	43.5	7.4
16	22.07.2005	07:05	4.4	15.0	1.7
17	22.07.2005	06:08	10.6	285.7	4.8
18	22.07.2005	15:48	18.6	35.7	3.3
19	26.07.2005	06:36	12.6	80.0	5.3
20	26.07.2005	02:34	13.2	333.3	14.2
21	30.07.2005	03:37	5.2	15.4	4.0
22	06.08.2005	02:42	5	222.2	5.1
23	07.08.2005	02:54	4	10.6	3.8
24	10.08.2005	05:07	9.4	74.1	5.1
25	13.08.2005	05:11	8.4	58.8	4.5
26	25.08.2005	07:45	7.8	80.0	2.8
27	07.09.2005	01:23	3.8	111.1	7.6
28	15.09.2005	1:10	2.6	15.3	6.2
29	22.10.2005	2:21	6.6	24.4	7.8
30	23.10.2005	4:33	3.2	8.7	1.9
31	25.10.2005	8:51	13.6	22.0	4.2

3.2. Nivå i rännstensbrunn



Figur 11 Ett utdrag ur nivåmätningarna

Nivåmätningarna påbörjades den 18 maj och pågick till den 27 oktober 2005. Från den 18 maj till den 30 juni loggades var tionde minut därefter loggades varje minut. Mätningarna fungerade inte mellan den 30 juni och den 10 juli, mellan den 27 juli och den 10 augusti samt mellan den 26 augusti och den 10 oktober. Den röda linjen i diagrammet motsvarar bräddnivån i brunnen, som ligger 180 mm över utloppsnivån. Ingen bräddning skedde under mätperioden.

3.3. Dränflöde



Figur 12 Ett utdrag ur regn- nivå och dränflödesmätningarna (observera att det är referensnivåer ej noll)

Flödet i dränledningen var under hela mätperioden litet, det högsta flödet som observerades var 0.11 l/s. Vid de flesta regntillfällena har inget flöde alls registrerats. Ett av de tillfällen då flöde observerades visas i Figur 12. I det översta diagrammet visas regnintensiteten, i mitten nivån i rännstensbrunnen och dränflödet längst ner.

3.4. Träd



Figur 13 Bild på träden 5 oktober

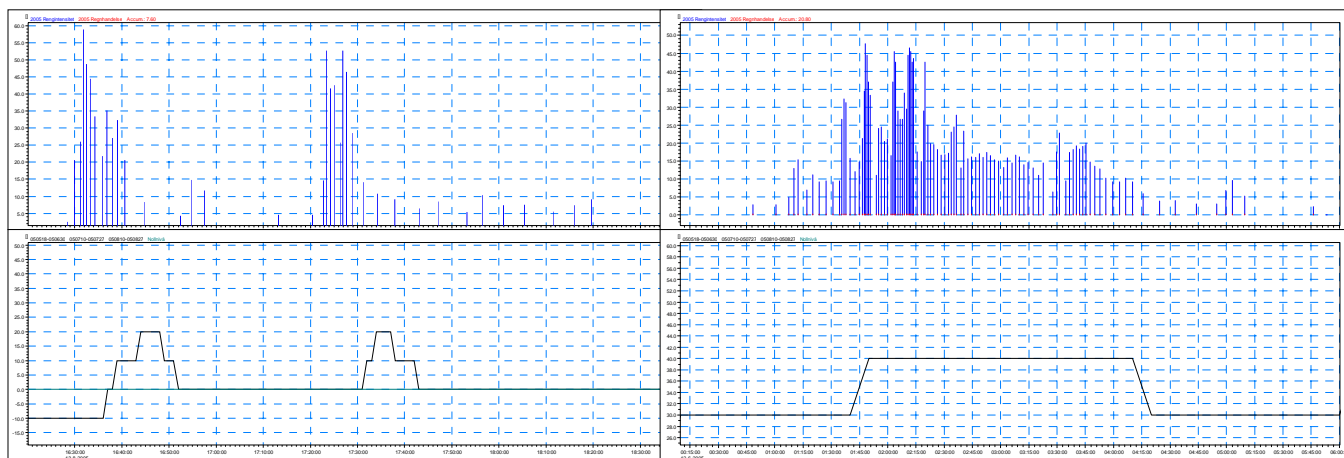
Foto Alm, 2005

Ingen omfattande undersökning av trädens tillstånd har blivit utförd men de observationer som har gjorts tyder på att träden som fick trafikdagvatten och luft via dagvattenanläggningarna mådde bättre än de övriga träden, se Figur 13. Fotografiet visar att träden som försörjs via anläggningen hade fler löv och behöll löven längre än de träd som stod i mittremsan.

3.5. Övriga observationer

Ledningarna i anläggningen har filmats och inga tecken på igensättning eller annat har kunnat observeras.

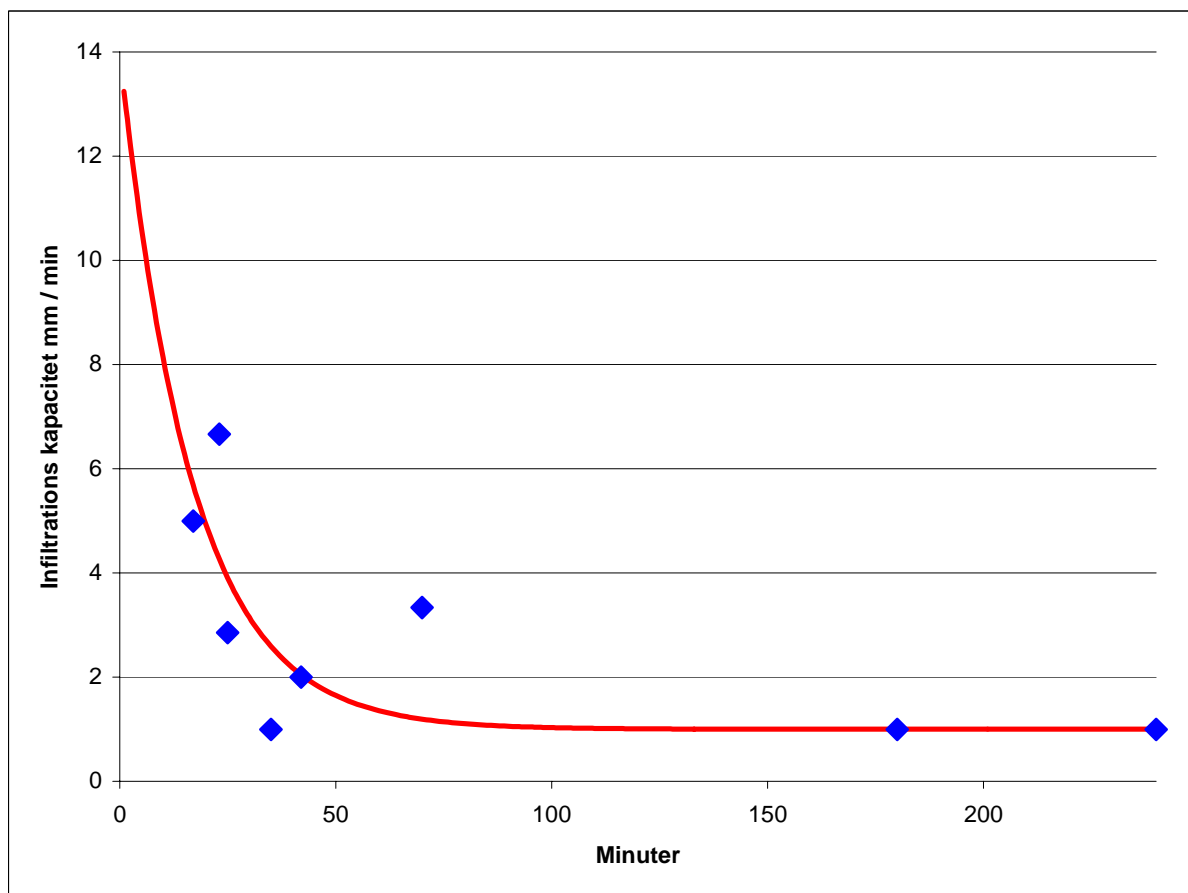
4. Analys och slutsats



Figur 14 Regntillfälle 13 augusti 2005

Figur 15 Regntillfälle 12 juni 2005

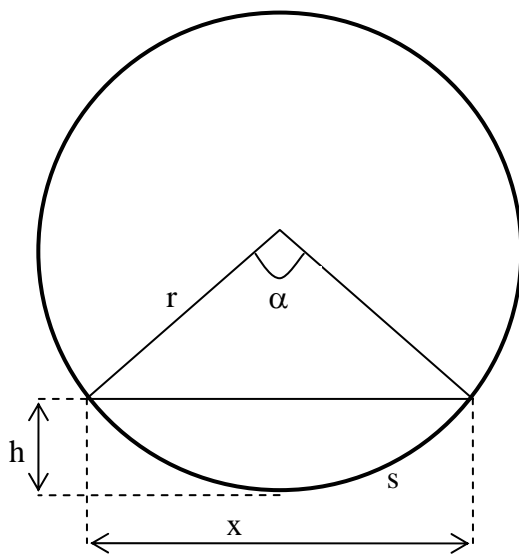
Mätningarna visade att nivån i brunnen i de flesta fall svarade mot regntillfällena och att nivån sedan föll när regnet upphörde eller avtog, se Figur 14 och Figur 15. Vid vissa regntillfällen har nivån inte reagerat alls. Detta kommer att förklaras senare i detta kapitel. För att fastställa konstanterna i Hortons formal valdes vissa tillfällen ut då nivån hade stigit i brunnarna i samband med nederbörd. När regnet upphört beräknades infiltrationshastigheten såsom den hastighet nivån i brunnen sjönk. Åtta sådana tillfällen hittades och plottades in i ett diagram, Figur 16.



Figur 16 Infiltrationskapacitetskurva för skelettjordsanläggningen

Den maximala och den minimala infiltrationskapaciteten samt tidskonstanten i Hortons formel fastställdes genom att anpassa kurvan numeriskt med minsta kvadrat metoden. Då många fysiska och geometriska parametrar var okända bör de användas med försiktighet. Det konstaterades likväl att det verkade finnas det samband som ekvationen beskriver, kapaciteten avtog för att stabilisera sig efter ett par timmar. Den fastställda hydrauliska kapaciteten påvisade att infiltrationsmaterialet kunde ha bestått av silt eller sand (VAV, 1983), vilket verkade rimligt. En slutsats var också att det är materialet kring fördelningsledningen som begränsar infiltrationen, inte själva fördelningsledningen.

Denna fördelningsledning som distribuerade dagvattnet i skelettjorden var en dräneringsledning (160 mm, polypropen) som var ca 80 meter lång. När vattennivån steg i brunnen antogs att även vattennivån h i ledningen steg, se Figur 17. Detta medförde att infiltration möjliggjordes längs ledningens sträckning samt längs båglängden, s . Denna kan beskrivas som en funktion av h då vinkeln α löses ut ur Formel 3. Likväl, den faktiska geometrin i skelettjorden har inte har kunnat fastläggas så detta antagande skulle kunna leda till en överskattning av infiltrationskapaciteten. Därför antogs förenklingen att den maximala infiltrationsytan endast utgörs av halva omkretsen, även om vatten har exfiltrerat ur ledningen på ovansidan när ledningen har varit dämnd. Ett alternativ var att beräkna infiltrationsytan som den vågräta ytan som var vinkelrätt mot tyngdkraften. Bredden kan då uttryckas som en funktion av höjden med hjälp av Pythagoras sats, se Formel 5.



$r = \text{radie}$

$s = \text{båglängd}$

$\alpha = \text{vinkel (radianer)}$

$h = \text{höjd (uppmätt)}$

Formel 3

$$h = r \left(1 - \cos \frac{\alpha}{2} \right)$$

Formel 4

$$s = \alpha \cdot r$$

Formel 5

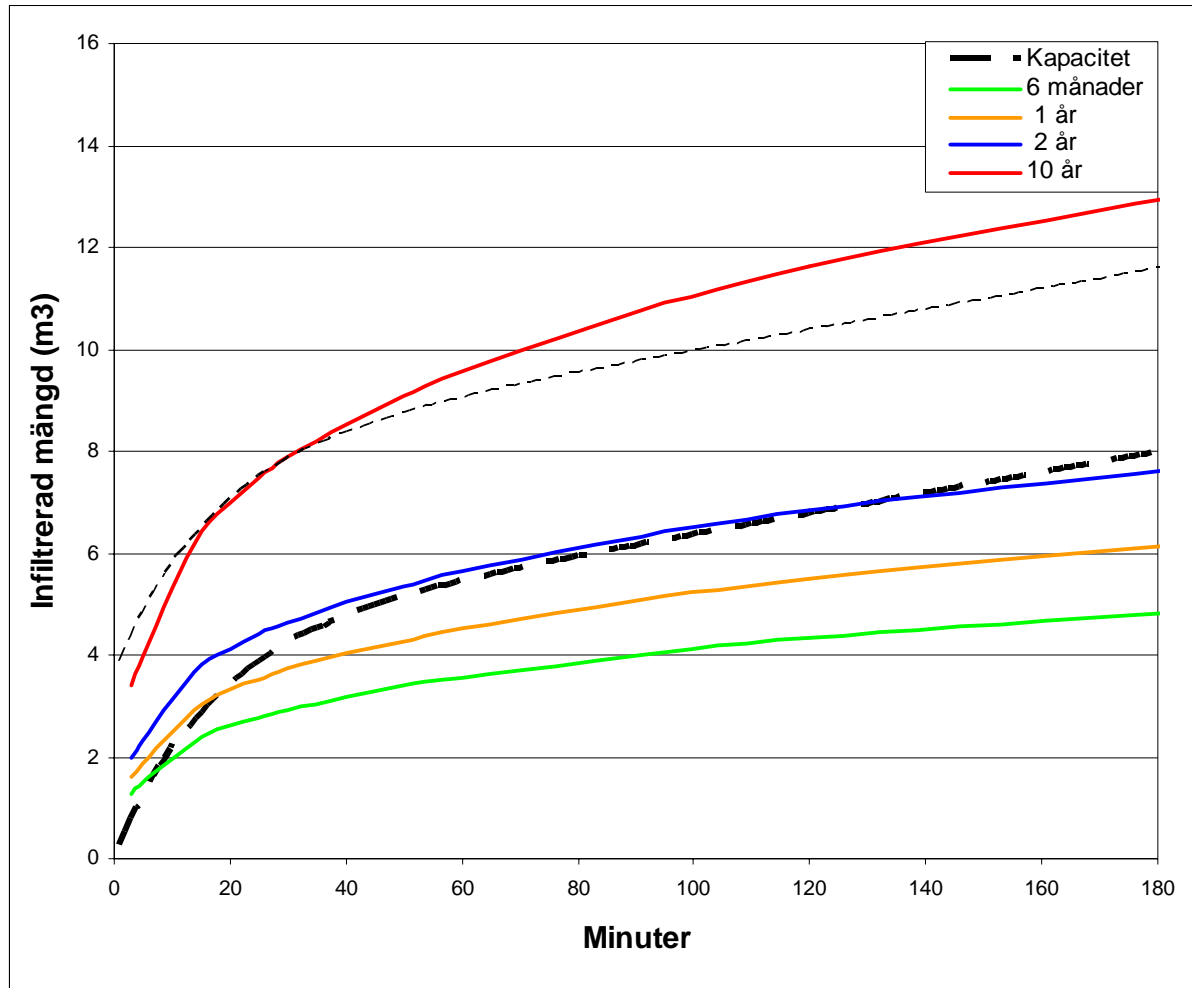
$$x = 2\sqrt{2rh - h^2}$$

Figur 17 Fördelningsledning

Halvrörsantagandet innebär att den begränsande infiltrationsytan var 20.1 m^2 . Beräkningar visade att denna yta bäst förklarade observationerna, då den mindre ytan inte förklarade nivåfluktuationerna. Genom att integrera Hortons formel med de identifierade konstanterna så beskrivs infiltrationskapaciteten som m^3 per tidsenhet, se stycke 1.2.2. Denna kapacitet representeras av den nedre tjocka streckade linjen i Figur 18.

I diagrammet har den avrunna volymen vid olika typregn (Dahlström, 1979) lagts in. I figuren ses exempelvis att ett sexmånadersregn med en varaktighet upp till 10 minuter kommer att leda till att nivån i brunnen stiger, då nederbördsintensiteten medför att infiltrationskapaciteten inte räcker till (motsvarande ett *delayed Hortonian overland flow*).

Vid längre varaktigheter på ett sexmånadersregn är regnintensiteten lägre vilket innebär att den avrunna volymen är mindre än infiltrationskapaciteten. Detta förklarar varför en del regntillfällen inte har registrerats i brunnsnivåmätningen. Observera att kurvorna avser ett nederbördstillfälle. Hur nivån svarar på en specifik avrunnen (nederbörds) volym varierar med markfuktigheten, som beror på länge det har regnat, se Figur 16.



Figur 18 Infiltrerad mängd samt motsvarande regn.

Dagvattnet leddes ut i skelettjorden via fem brunnar som har en diameter på en meter. Om nivån tillåts variera 0.5 meter innebär det att totalt ca 2 m³ kan fördröjas i brunnarna. Själva fördelningsledningen rymmer 1.6 m³. Denna fördröjda volym illustreras i diagrammet med den övre streckade linjen. Fördröjningen räcker dock inte till för att fördröja ett tioårsregn med en längre varaktighet än 27 minuter. Vid ett tioårsregn med längre varaktighet kommer nivån att stiga högre än 50 cm i brunnarna. Värt att notera är att infiltrationshastigheten stabiliseras vid långa regn vid en hastighet av 1 mm/min. Detta motsvarar en regnintensitet på 8.4 l/s · ha, vilket i sin tur motsvarar ett tioårsregn med en återkomst tid på 16 timmar. Dessa extremvärden ska dock tolkas med försiktighet, se stycke 5.1.

Det var ingen risk att skelettjorden blev helt mättad. Förutsatt att skelettjorden var 80 meter lång, 5 meter bred och hade en genomsnittlig porositet på 15 %, var den effektiva porvolymen 60 m³, vilket motsvarar 150 mm regn. Således var den hydrauliskt trånga sektionen i anläggningen, ur de undersökta aspekterna, att få ut vattnet i anläggningen.

Trafikdagvattnets påverkan på trädens välmående undersöktes endast okulärt. Det vill säga en bedömning av framförallt hur löven utvecklades under året. I undersökningen har inte någon

skada observerats. Tvärtom har de träd som fått trafikdagvatten och syre via skelettjordsanläggningen utvecklat blad tidigare och behållit sina löv längre än träden i mittremsan (referenspopulationen). Jämför träden i Figur 5, Figur 6 och Figur 13 de träd som stod vid parkeringsplatserna fick endast vattnen från vägen, de träd som stod i mittremsan vattnades endast från mittremsan.

5. Diskussion och rekommendationer

Utredningen visade att den undersökta skelettjordsanläggningen är ett utmärkt sätt att ta omhand dagvatten från gatumark när kringliggande mark måste hårdgöras. Istället för att vattnet leddes bort från dess naturliga kretslopp togs det omhand lokalt och kom exempelvis träden till godo. Vid anläggandet av nya anläggningar bör, enligt Stockholms trafikkontor, först bergkross (100-150 mm) läggas ut och packas för bärighet därefter läggs växtjord ut som spolas ned i bergkrossen tills skelettet är mättat. Därefter läggs det luftiga bärlagret (32-90 mm) och växtjorden som dagvattnet ska infiltrera i och där rötterna ska trivas ut, se Figur 19. En geotextil kan användas under skelettet som materialskiljande lager samt om grundvattnet behöver skyddas. Även ovanför bärlagret bör geotextil användas för att undvika igensättning. Undersökningar visar att merparten (85 %) perkolationsmagasin som sätter igen, sätter igen under de första tre åren. Vilket tyder på att konstruktionen av anläggning är mycket viktig för anläggningens livslängd.



Figur 19 Skelettjordsbygge, 2005

Foto: Alm, 2005

Spolledningen som fanns i den undersökta anläggningen behövs ej. Om problem skulle uppstå så kan fördelningsledningen användas för att spola anläggningen. Fördelningsledningen bör börja och sluta i nedstigningsbrunnar för att underlätta skötsel och tillsyn. Vid dessa brunnar kan även ledningen proppas eller strypas för att trimma anläggningen. För att förbättra prestandan bör en grov fördelningsledning användas samt ett så genomsläppligt material som möjligt läggs runt omkring för att erhålla så god infiltrationskapacitet som möjligt.

Det trafikdagvatten som leddes till träden har inte påverkat träden negativt. Om liknande anläggning planeras vid vägar med högre hastighetsbegränsningar (högre än 50 km/h) är det tänkbart att den salthaltiga vattendimma som möjligen kan bildas kan vara skadlig för trädens knoppar. Ytterligare undersökningar i det ämnet behövs.

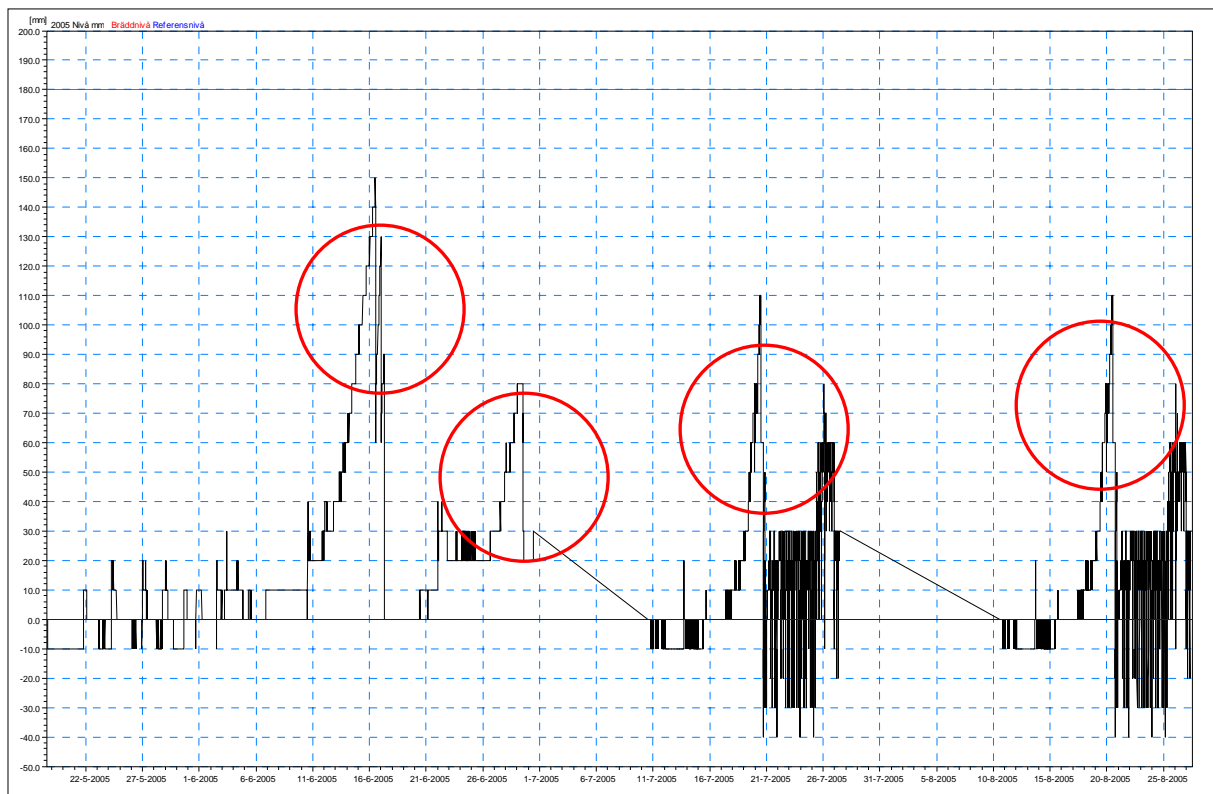
Det kan konstateras att en förutsättning för att miljöåtgärningar ska genomföras är en tydlig och långsiktig politisk strävan, samt medel för investering.

5.1. Felkällor

I undersökningen fanns det flera möjliga osäkerhetskällor. Mätningarna valdes att göras in situ med sina för och nackdelar. Det fanns risk att mätningar stördes av yttre åverkan. Fördelen var att kunna observera hur anläggningen uppförde sig under verkliga förhållanden. Svårigheten, när resultaten skulle tolkas, var att alla parametrar hade hög frihetsgrad.

När en modell anpassas görs alltid förenklingar. Analysen utgick endast från åtta regntillfällen, som täckte ett halvår. Detta är givetvis inte tillräckligt för att med säkerhet prediktera alla situationer. Så att extrapolera resultatet för långa perioder och extrema nederbördssituationer kan anses utmanande. Modellen förmodas därför ge säkrast värden vid normala regntillfällen. Alla data användes för analysen så modellen validerades inte mot oberoende data. Detta val gjordes efter ansatsen; att med mer indata så får resultatet högst precision. Detta kan ses som kontroversiellt och akademiskt stötande då precisionen inte kan bekräftas såtillvida ingen fortsatt undersökning görs.

Nivån har ibland uppfört sig besynnerligt. Vid fyra tillfällen har höga toppar förekommit som inte kunde förklaras med regn, se Figur 20. Nivån steg i ett flera dagar för att sedan relativt snabbt falla igen. Till dessa nivåfluktuationer har ingen förklaring stått att ge.



Figur 20 Brunnsnivåer

Den största osäkerhetsfaktorn bedömdes vara att konstruktionens geometri inte har kunnat fastställas. Detta innebar att de olika anordningarnas position sinsemellan (topologi) och markens egenskaper inte har identifierats med vissnet. Därför har exempelvis inte risken för bildningen av makroporer uppskattats. Istället har materialet antagits vara homogent och isotropt kring fördelningsledningen. En annan osäkerhetsfaktor av stor betydelse var frånvaron av observationer vid extrema temperatur- och regntillfällen. Inte heller hur anläggning svarat vid tjälning har observerats.

5.2. Fortsatta studier

Anläggningen är förberedd för provtagning för att undersöka reningseffekten och nu finns det mätutrustning som är anpassad för detta. Att fastställa avskiljningseffekten är intressant då det är en billig reningsmetod som kan användas ofta och ger mervärde i form av välmående träd. Enligt litteraturstudier bedöms reningseffekten vara god, mer än det förutsatta femtioprocentiga målet.

6. Litteraturförteckning

Anderberg "*Hydrologi*", Lunds Universitet, 2004

Appelo & Postma, . "*Geochemistry, groundwater and pollution*", AA Balkema Publishers, 1999

Bishop & Lindström 2001, "*Tjäle förvärrar sällan vårfloden*", Sveriges Lantbruksuniversitet, 2001

Dahlström, "*Regional fördelning av nederbördsintensitet – en klimatologisk analys*", Byggeforskningen, rapport 18, 1979

Espeby & Gustafsson, "*Vatten och ämnestransport i den omättade zonen – En kunskapsöversikt*", KTH, 1998

Fritioff, "*Metal accumulation by plants*", Department of Botany Stockholm University, 2005

Horton, "*The role of infiltration in the hydrologic cycle*", Transactions of the American geophysics union v. 14, 1933

Horton "*Approach towards a physical interpretation of infiltration capacity*", Soil Science Society of America, 1940

J&W, "*Jordprovtagning I anslutning till två olika former av dagvattenavrinning från Bergslagsvägen, Vällingby*", Stockholm Vatten, 1997

Johansson, Norman, Omstedt & Swietlicki "*Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM10* ", SLB rapport 4, 2004

Lundmark, "*Predicting environmental impact of de-icing salt*", KTH, 2003

Lundmark, "*Modelling the impacts of de-icing salt on soil water in a roadside environment*", KTH lic. 2024, 2005

Lundmark, "*Modellering av vägsaltets påverkan på vattnet i marken i en vägnära miljö*", KTH, 2005b

Malmö Stad, "*Gatusektioner – Råd och exempel vid utformning av gatumuljöer, koncept*", Gatukontoret, 2003

Naturvårdsverket "*Små avloppsanläggningar, allmänna råd 87:65*", Naturvårdsverket 1990

Naturvårdsverket "*Rening av hushållspillvatten, allmänna råd 91:2*", Naturvårdsverket 1991

SFS, "*Miljbalk*", Svensk författningssamling nr 88, 1998a

SFS, "*Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd*", Svensk författningssamling nr 899, 1998b

Stockholm Stad ”*Slutrapport*”, Stockholms Stad Dnr 405-200-1, 2000

Stockholm Stad, ”*Dagvattenstrategi för Stockholms stad*”, Stockholm stad, 2002

Stockholm Stad ”*Årsrapport 2001 avseende Stockholms stads lokala investeringsprogram*”, Stockholm stads, 2002

Stockholm Stad ”*Miljöredovisning för Hammarby sjöstad 2002/2003*”, Stockholms Stad, 2004

Stockholm Vatten ”*VA-Plan, Hammarby Sjöstad*”, Stockholm Vatten arbetsritning 1 - 0087 - 121 - 1, 2000

Strand & Wennberg, ”*Dagvattenundersökning Farsta Bergslagsvägen*”, Stockholm Vatten AB, 1999

VAV, ”*Lokalt omhändertagande av dagvatten – LOD*”, Svenska Vatten- och avloppsföreningen P46, 1983

VBB VIAK, ”*Uppföljningsprogram för dagvattenanläggningar – Hammarby Sjöstad*”, Gatu- och fastighetskontoret Stockholm, 2000

VBB VIAK, ”*Hammarby Sjöstad, alternativa metoder för rening av gatuvattnet vid Hammarby Allé, Sickla Kaj*”, Gatu- och fastighetskontoret, 1999

Vägverket ”*Vägar och gators utformning, Sektion tätort – gaturum*”, Vägverket P 05, 2005.

