Myndigheten för samhällsskydd och beredskap

Grundvattenförorening vid trafikolyckor

- Utveckling av ny bedömningsmetodik

FORSKNING

Denna rapport i MSB:s serie av forskningsrapporter och som är en del av MSB forskningsprogram. I serien ingår rapporter skrivna av såväl externa författare som av myndighetens anställda. Författarna svarar för innehållet i rapporten och som inte alltid redovisar MSB ståndpunkt i innehåll och förslag.

MSB:s kontaktpersoner:
Claes-Håkan Carlsson, 010-240 50 48
Cecilia Alfredsson, 010-240 50 82

Publikationsnummer MSB220
ISBN 978-91-7383-111-6

Förord

Föreliggande rapport utgör slutredovisning på projektet Grundvattenförorening vid trafikolyckor – utveckling av ny bedömningsmetodik. Projektet har finansierats av Räddningsverket (numera MSB) och Vägverket (numera Trafikverket) gemensamt. Projektet har huvudsakligen bedrivits av Tekn Dr Annika Lundmark med undertecknad som projektledare. Den inledande pilotstudien har till stora delar utförts av MSc Christoffer Carstens och undertecknad. Fältarbeten inom projektet har huvudsakligen utförts längs vägar i Småland och i Stockholmsområdet. För val av lämpliga vägsträckningar har stort stöd erhållits av bland annat Agne Gunnarsson, Vägverket och Lars-Göran Svensson, BGV konsult AB. Förutom undertecknad och Annika Lundmark har fältarbetena bedrivits av Mattias Lindgren och Danial Khatibiasfanjani. Fältutrustningen har huvudsakligen byggts av Mattias Lindgren och Bertil Nilsson. Utrustning för geoelektriska mätningar har hyrts från ABEM, Stockholm. Analys av jordprover för kornstorleksfördelning och organisk halt har huvudsakligen utförts av Christina Öhman, Sveriges Lantbruksuniversitet. Vattenhaltsbestämningar har utförts vid KTH av Mattias Lindgren och Bertil Nilsson.

Kontaktpersoner vid Räddningsverket (numera MSB) har varit Claes-Håkan Carlsson och Cecilia Alfredsson, vilka även varit ett stort stöd under arbetets gång. Kontaktperson vid vägverket (numera Trafikverket) har varit Torbjörn Svenson. En referensgrupp med deltagare från finansiärer och övriga intressenter har skapats för projektet och har bestått av:

Cecilia Alfredsson	MSB
Claes-Håkan Carlsson	MSB
Stefan Gustafsson	Stockholms Brandförsvar
Klas Hansson	VTI
Per-Erik Jansson	KTH
Lena Maxe	SGU
Torbjörn Svenson	Trafikverket

Projektet har underhand redovisats såväl för MSB som för referensgruppen. Dessutom har projektet presenterats på Transportforum i Linköping såväl under januari 2009 som 2010 och på MSBs forskarseminarium december 2009.

Till alla som på olika sätt bidragit till projektet, antingen finansiellt, genom direkt medverkan eller genom värdefulla diskussioner under arbetets gång riktas ett stort tack.

Bo Olofsson, professor, projektledare

Innehållsförteckning

1. Bakgrund 8
1.1 Syfte 10
2. Metodik 11
2.1 Resistivitetsmätningar 11
2.2 Infiltrationsförsök 14
2.3 Beräkning av transporttid 15
2.3.1 Analytiska och dynamiska modelleringar 15
2.3.2 Beräkning av transporttid utifrån resistivitetsmätningar 17
3. Pilotförsök 18
3.1 Pilotförsök - uppläggning 18
3.1.1 Elektroduppställningar 19
3.2 Pilotförsök - resultat och diskussion 20
4. Lokalbeskrivningar fältförsök 22
5. Fältförsök och modelleringar - resultat och diskussion 26
5.1 Fältförsök 26
5.1.1 Egenskaper hos stödremsa och vägren 26
5.1.2 Resistivitetsmätningar 29
5.2 Modellering av transporttid 35
5.3 Beräkning av transporttid utifrån resistivitetsmätningar 36
6. Slutsatser och rekommendationer 38
7. Referenser 40

Bilaga 1: Resultat från pilotstudier 43

Bilaga 2: Lokalbeskrivningar 50

Bilaga 3: Resultat från texturanalys 54

Bilaga 4: Resultat från resistivitetsmätningar 57

Bilaga 5: Litteraturgenomgång 62

Sammanfattning

Olyckor på vägar kan i vissa fall innebära utsläpp av skadliga ämnen. Syftet med projektet har varit att kartlägga den verkliga spridningen av vattenburna föroreningar från väg vid större utsläpp på vägbana i olika vägmiljöer. Föroreningsspridning och strömningshastighet har studerats genom att kombinera geoelektriska resistivitetsmätningar med infiltrationsförsök av saltvatten samt jämföra detta med analytiska beräkningar och dynamisk modellering. Mätning av resistivitet gjordes både före och efter infiltration av saltvatten i stödremsan och vägrenen. Minskningen av resistivitet efter saltvatteninfiltration användes som ett mått på flödesvägarna i marken där saltvattnet transporterats och visade även på markens heterogenitet. En grov uppskattning av transporttiden kunde därmed göras. Mätningarna före saltvatteninfiltration kunde också användas för att ge en bild av markens uppbyggnad. Resultaten från resistivitetsmätningarna jämfördes sedan med mer generaliserade analytiska beräkningar samt med resultat från endimensionell dynamisk modellering av transport av vattenburna föroreningar i den omättade zonen för olika typjordar.

Mätningarna gjordes sommaren 2009 längs ett antal vägsträckor representerande olika vägmiljöer i Sverige. Fyra vägsträckor låg i trakten norr om Alvesta/Växjö i Småland och fem vägsträckor i Stockholmsområdet. De olika vägsträckorna representerade olika vägkategorier, från äldre, mindre vägar med mer naturlig geologi i vägslänten till större, modernare vägar som har en vägöverbyggnad med makadam som går ut i vägslänten och som således förändrar flödesegenskaperna i vägrenen från de naturliga.

Alla mätlokaler visade stor heterogenitet i vägrenen och i transportmönstret, vissa med tydliga flödeskanaler. Resistivitetsmätningarna visade på relativt snabba transporttider för alla mätlokaler, med vattenhastigheter på 0,5-3,1 m/tim. Beräkningarna ska dock endast ses som en fingervisning av transporttiden eftersom mätningarna inte riktigt hade den tidsupplösning och djupnedträngning som krävdes vid dessa snabba flöden. Väg 875 i Småland, en äldre väg utan speciell väguppbyggnad där vägkroppen och vägrenen i stort sett består av den befintliga naturliga jordarten, i detta fall en grusig sandig morän, representerade i detta fall de långsamma transporttiderna. De snabbaste transporttiderna och den största påverkan på djupet visade bl.a. väg 897 i Småland som är en modern väg med vägren uppbyggd av genomsläpplig makadam. Saltvattnet beräknades utifrån resistivitetsmätningarna nå 1 m djup inom 20 minuter och mer än 30 % av den djupaste mätnivån (1,2 m) påverkades av saltvattennedträngning. Detta tyder på att om infiltration i vägren efter en olycka uppkommit i känsliga områden bör åtgärder (såsom t.ex. uppgrävning) oftast vidtas inom ½-1 timme. I första hand rekommenderas dock att släckvatten och andra föroreningar förhindras att nå vägrenen eftersom flödesbanorna kan vara svåra att förutse.

Förändringen i resistivitet efter saltvatteninfiltration kunde delvis förklaras av texturen i vägrenen. Minskning av resistiviteten var större ju större andel sten

och grus som förekommer i vägrenen. Detta stämmer överens med de analytiska och dynamiska modelleringarna där transporttiden var mycket snabb i grovkorniga jordar och långsammare ju mer finkornig jorden är. De dynamiska modelleringarna av stödremsan visade att på fyra timmar hade de vattenburna föroreningarna nått ett djup på drygt 3 m. Vid modernt uppbyggda vägar med makadam i stödremsan och vägrenen kommer infiltrationen och transporten i marken vid stora utsläpp att vara betydligt snabbare än vad beräkningar av transporttider baserade på information från befintliga jordartskartor visar. Eftersom många av mätningarna visade sig vara klart platsspecifika så bör en noggrann kartering av väguppbyggnaden göras vid känsliga objekt där grundvattnets kvalité kan hotas för att bättre kunna bedöma risken för grundvattenpåverkan vid eventuella olyckor. Jordartskartor räcker således inte ensamt för åtgärdsplanering vid olyckor på modernt uppbyggda vägar, utan information om vägkroppens uppbyggnad och vägrenens hydrauliska egenskaper bör tas fram och finnas lätt tillgänglig

1. Bakgrund

Transporter av farligt gods på Sveriges vägar innebär risker för olyckor med utsläpp av skadliga ämnen. Räddningstjänsten tillkallas vid ett stort antal (flera tusen) rapporterade utsläpp av farliga ämnen varje år, de flesta uppkommer i samband med transport eller lastning/lossning av gods (Ohlén & Larsson 2000). I många fall kan åtgärder utföras direkt på vägbanan i form av uppsamling och sanering varvid föroreningen förhindras att infiltrera i vägområdet eller att avrinna till dagvattensystem. Enstaka olyckshändelser leder dock till mer betydande utsläpp och/eller svårsanerade situationer och leder till att vätskeföroreningar når utanför vägbanan och tillförs omgivande diken, infiltrerar ner i vägkroppen eller leds bort i konstruerade dagvattensystem. Utsläppen på vägar utgörs dels av utläckande ämnen från fordon och transportbehållare, dels av släckvatten och kemikalier för brandbekämpning. Vissa saneringsmedel, såsom dispergeringsmedel som sprids ut på föroreningar kan i sig ge skadliga miljöeffekter, ibland till och med större miljöskador än om föroreningen inte dispergerats (Källström & Mourujärvi 1999).

I vissa fall, såsom vid en tankbilsolycka norr om Karlshamn i Blekinge 1994, kan allvarliga tillbud och skador uppstå på yt- eller grundvattentäkter. Olyckan ledde till att stora mängder miljöklassad olja rann ut i Mienån som utgör tillrinning till Karlshamns ytvattentäkt (Räddningsverket 2001). Vid tiden för olyckan fanns ingen reservvattentäkt, vattenintaget måste stängas av och genom stora räddningsinsatser kunde vattenledningar dras från en alternativ ytvattentäkt.

Spridning av föroreningar från väg till omkringliggande yt- och grundvattensystem har varit föremål för betydande studier under de senaste årtiondena. De forskningsinsatser som utförts beträffande risk för grundvattenpåverkan vid vägtrafikolyckor har nästan uteslutande behandlat konfliktpunkter där större vägar korsar viktiga grundvattenakviferer. Inom ramen för SGUs miljömål *Grundvatten av god kvalitet* (SGU 1999, Ramdirektiv 2000/60/EG) har bl.a. inventeringar utförts rörande nutida och framtida grundvattentillgångar i relation till större vägar (Ojala & Mellqvist 2004, Åsman & Ojala 2004, McCarthy m.fl. 2006). Metodik har även utvecklats för sårbarhetsklassificering av grundvatten (Rosén 1991), liksom riskbedömningar i form av sannolikhets-konsekvensanalyser (Rosén 1995, 1998, 2001). Dessutom har en stor mängd forskningsprojekt genomförts avseende den mer diffusa spridningen av föroreningar från vägar till grundvatten, bl.a. vägsaltningens miljöeffekter (t.ex. Knutsson m.fl. 1998, Thunqvist 2000, 2003, Lundmark 2005, 2008). Motsvarande studier av vägar och grundvattentäkter har även utförts i andra länder med liknande geologiska förhållanden, t.ex. i Kanada och Finland (ex. Soveri 1994, Nystén 1998). Vägsaltningen kan här ses som ett gigantiskt spårämnesförsök och så gott som samtliga utförda studier pekar mot att vägsaltning på lång sikt ger en förhöjning av kloridhalterna i grundvattnet och att effekterna bl.a. beror på de geologiska förhållandena.

Vid sidan av de stora betydelsefulla kommunala vattentäkterna finns en stor mängd privata brunnar i anslutning till befintliga större vägar. Vattenförsörjningen för många av dessa fastigheter är helt beroende av att grundvattnet håller en godtagbar kvalitet eftersom det i de flesta fall inte finns några alternativ än just den enskilda grävda eller borrade brunnen. En GIS-studie baserad på SGU:s brunnsarkiv (mest borrade brunnar) samt Vägverkets vägdatabas visar att många brunnar inom 500 m från en större väg uppvisar en tydlig förhöjning av ett flertal joner, bland annat klorid (Olofsson & Sandström 1998). Även här visar värdena en tydlig geologisk koppling eftersom områden nedanför den högsta kustlinjen (HK - den högsta nivå dit havet nådde efter den senaste nedisningen) där finkorniga jordar (bl.a. lera) är mer frekvent, uppvisar en mindre tydlig antropogen påverkan. För den enskilda brunnen kan en kvalitetsförsämring av grundvattnet naturligtvis vara en lokal katastrof.

Sårbarhetsbedömningar beträffande spridning av vägförorening till enskilda brunnar längs större vägar har även utvecklats i GIS. Med stöd av Vägverket applicerades den s.k. RV-metoden (RiskVariabel-metoden) längs två större vägar i Gävleborgs län (Gontier & Olofsson 2002). Denna variabelbaserade metod bygger på viktning av ett antal naturgivna variabler (t.ex. geologi och topografi) samt tekniska (t.ex. nivåskillnad mellan väg och brunn samt avstånd) och har visat god överensstämmelse med uppmätta salthalter i brunnar där metodiken har applicerats, t.ex. i Småland (Gontier 2001) och Gävleborg (Gontier & Olofsson 2002).

För att kartlägga risker för föroreningsspridning från väg till grundvatten och för att beräkna den tid som finns att tillgå för åtgärder vid olyckor används ofta generella analytiska beräkningskoncept baserat på omättad eller mättad strömning i olika geologiska material. Maxe & Johansson (1998) har presenterat generella värden för infiltration och vertikal transport av vattenburna föroreningar. Liknande koncept finns även inbyggt i Räddningsverkets verktyg, t.ex. RIBs förenklade modell *Spridning mark*. I dessa kan användaren specificera förenklade geologiska lagerföljder, ange topografiska förhållanden och väderförhållanden samt utgå från olika vätskors egenskaper.

Inom ramen för ett projekt av Vägverket Konsult (numera Vectura) avseende risken för föroreningspåverkan på Mälaren från väganläggningar har ett examensarbete genomförts vid KTH i form av ett pilotprojekt med syfte att studera infiltrationsbenägenheten i vägren och vägdiken (Paulsson 2007). De flesta vägdiken är under stora delar av året torra och det har ofta varit oklart hur dikena fungerar hydrauliskt, t.ex. hur stor del av det avrinnande vattnet som utgör uppträngande grundvatten i relation till från vägytan avrinnande dagvatten. De mätningar på infiltrationskapaciteter som utfördes vid två vägsträckor längs E4 söder om Stockholm visade emellertid på att vägrenen kan ha en mycket stor infiltrationskapacitet och dessutom variera kraftigt mellan olika mätpunkter. Mätningarna utfördes med en speciell sprinkler-infiltrometer utvecklad vid Cornell University, USA, vilken möjliggjorde kontinuerlig bevattning av infiltrometerytan tills ytavrinning uppstod. Trots mycket stora vattengivor (mer än ett års nederbörd under en timme) uppkom i vissa fall ingen avrinning alls från vägren och således ingen avbördning till närliggande dike. Detta innebär att vid en eventuell olycka med större spill av

vattenburna föroreningar eller vätskor med motsvarande egenskaper kan stora delar av utsläppet antas snabbt infiltrera till vägkroppen och försvåra eller till och med omöjliggöra sanering eller uppsamlande av läckaget. De generella beräkningar av infiltrationsegenskaper i olika jordar och strömningstid ner till grundvattnet som tidigare framtagits (t.ex. Maxe & Johansson 1998) kan således bli överspelade om infiltration istället sker direkt in till vägkroppen.

Det finns en hel del forskning gjord beträffande grundvattenströmning och – transport i naturliga jordarter, däremot tämligen lite rörande strömningsvägar i vägen eller dess direkta närområde, t.ex. genom vägslänten, vilken ju till stor del är beroende av vägkroppens uppbyggnad. En förklaring till detta kan vara att det är mycket besvärligt med provtagningar av vägkroppar på vägar i drift, liksom installation av mätutrustning. I vissa sammanhang har det dock visat sig vara möjligt att följa spridningsvägar utan markförstörande installationer, t.ex. genom geofysisk mätmetodik. Modellering av saltspridning från väg till omgivande mark har t.ex. utförts inom ett doktorandprojekt vid KTH (Lundmark 2008). Försöksområdet var beläget vid Kista, längs E4 norr om Stockholm. Erfarenheter från Kista visar att spridningen av vägsalt i markprofilen kan följas genom oförstörande DC (Direct Current) resistivitetsmätningar (Lundmark & Olofsson 2007, Olofsson & Lundmark 2009). Inom detta nämnda projekt har dock inte infiltrationen eller strömningen i vägren och vägslänt studerats specifikt utan projektet har mer fokuserats mot naturliga jordar. Få tidigare studier har också koncentrerat mot effekten av större plötsliga utläckage av förorenande ämnen, som t.ex. uppstår vid olyckor och katastrofer.

1.1 Syfte

Projektet huvudsyfte har varit att kartlägga den verkliga spridningen av vattenburna föroreningar från väg vid större utsläpp på vägbana i olika vägmiljöer. Av särskilt intresse har varit att studera infiltrationsegenskaper i vägren, liksom spridning och den hydrauliska heterogeniteten i vägren och vägslänt. Ett delmål har även varit att utveckla och testa ny icke förstörande metodik för kartläggning av föroreningsspridningen utifrån aktiva spårämnesförsök på ett antal vägsträckor representerande olika vägmiljöer i Sverige. Projektet har slutligen syftat till att jämföra resultaten från spårämnesförsöken med de generaliserade analytiska beräkningar som idag används inom Räddningstjänsten samt med resultat från endimensionell modellering av infiltrations- och strömningsförhållanden i den omättade (icke vattenmättade) zonen.

2. Metodik

Projektet startade med en litteraturstudie om infiltrationsförsök och resistivitetsmätningar vid vägar. Resultaten från litteraturstudien har redovisats i en separat rapport i maj 2008 (Bilaga 5) och kommer således inte att behandlas närmare här.

För att kartlägga spridningen av vattenburna föroreningar från väg vid större utsläpp på vägbana utfördes geoelektriska resistivitetsmätningar i kombination med infiltrationsförsök av saltvatten. För att få stöd i hur mätningarna skulle utformas gjordes inledningsvis en pilotstudie (Bilaga 1). Praktiska fältförsök gjordes sedan vid ett större antal vägsträckor. Mätning av resistivitet gjordes både före och efter infiltration av 50 l saltvatten med en kloridkoncentration av ca 1000 mg/l i stödremsan och vägrenen. Skillnaden i resistivitet mellan de båda mättidpunkterna beräknades och en minskning av resistiviteten antogs visa på flödesvägarna i marken där saltvattnet har transporterats och markens heterogenitet. En grov uppskattning av transporttiden kunde därmed göras. Mätningarna före saltvatteninfiltrationen gav även ett mått på markens uppbyggnad. I samband med resistivitetsmätningarna gjordes även vattenhaltsmätningar före och efter saltvatteninfiltrationen, texturbestämning av materialet i stödremsan och i vägrenen, mätning av organisk halt, samt mätningar av stödremsans infiltrationskapacitet med enkelringinfiltrometer. En korrelationsanalys gjordes för att se om vägrenens och stödremsans egenskaper kunde förklara minskningen av resistivitet. Resultaten från modellering av resistivitetsmätningarna jämfördes även med mer generella analytiska beräkningar och dynamiska modelleringar av transporttid i den omättade zonen.

2.1 Resistivitetsmätningar

Ett viktigt delmål har varit att utveckla och testa lämplig metodik för spårämnesförsök baserat på geoelektrisk mätmetodik med resistivitetsmätningar. Metodiken baseras på att markens elektriskt ledande egenskaper beror dels på en sammantagen effekt av markmineralens specifika egenskaper samt porositet, markfuktighet, temperatur (i viss mån) och markvätskans elektriska egenskaper. Några av dessa egenskaper antas vara oberoende över tiden (markmineralens egenskaper och porositet) och andra inte naturligt förändras över väldigt korta tidsintervall (t ex temperatur och naturlig markfuktighet om vädret är stabilt). Därigenom är det möjligt att spåra inducerade förändringar i markfuktighet och markvätskans elektrolytegenskaper och således att använda elektriska mätningar av marken för att spåra förändringar i tid och rum.

Den grundläggande principen bakom elektriska resistivitetsmätningar visas i Figur 1 och baseras på att ett elektriskt fält (I) skapas över marken genom markförlagda elektroder. Över två andra elektroder mäts den resulterande potentialen (spänningen, V) varvid resistansen (R) kan beräknas. Generellt definieras resistiviteten av en ledare enligt:

$$\delta = \frac{V \cdot A}{I \cdot L}$$

dvs. resistansen (R=V/I) i en ledare med känd tvärsnittsarea (A) och längd (L).

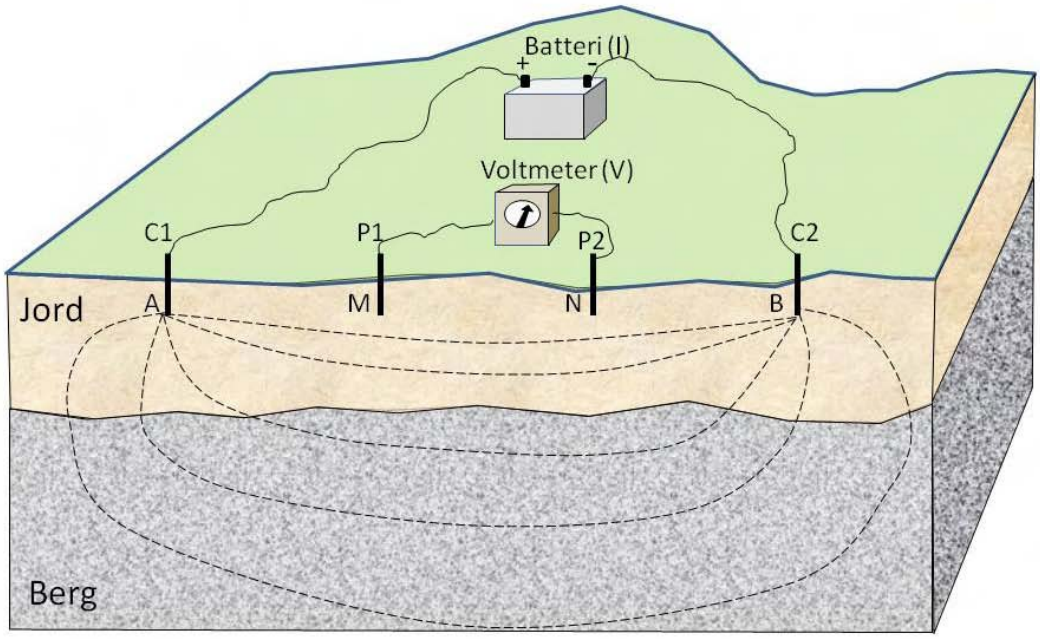
Beroende på hur elektroduppställningen ordnas (dvs. vilka som är ström- respektive potentialelektroder, deras inbördes lägen och avstånd) och med antagande av homogena och isotropa elektriska förhållanden kan markens s.k. *skenbara resistivitet* beräknas (δ_a). För en teoretiskt homogen mark där strömfältet antas bilda en halv-sfär och för godtyckligt valda avstånd mellan elektroderna i Figur 1 kan den skenbara resistiviteten (δ_a) skrivas som:

$$\delta_a = \frac{V}{I} \cdot \frac{2\pi}{\left[\frac{1}{AM} - \frac{1}{MB} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{NB}\right]}$$

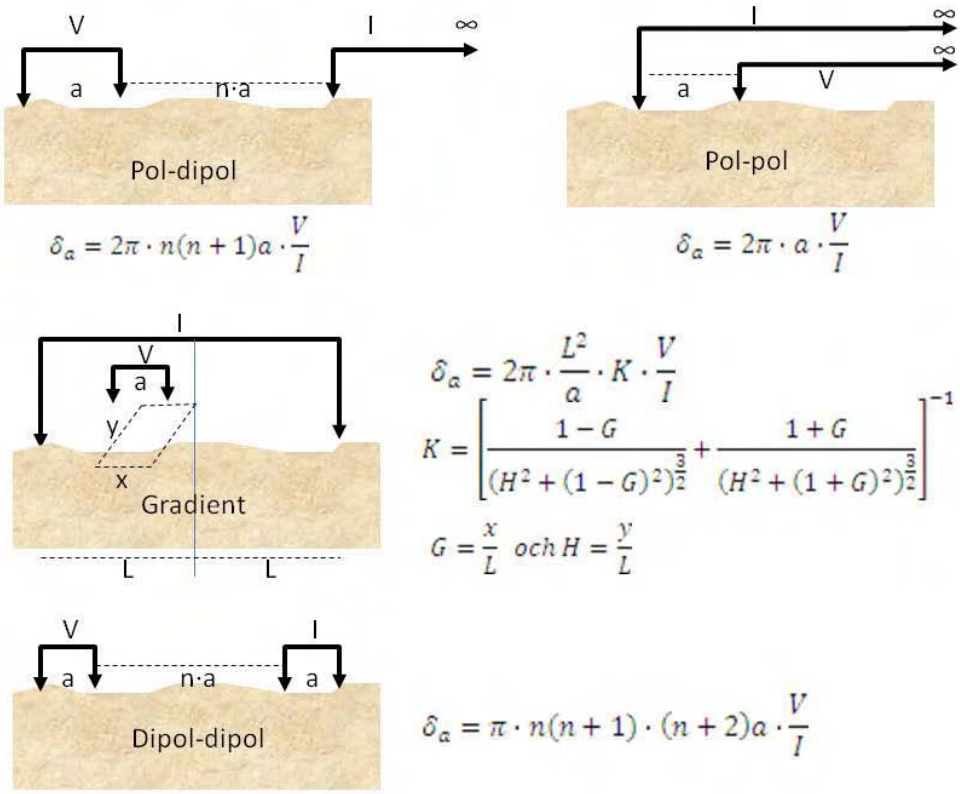
där AM utgör avståndet mellan elektroderna A och M i Figur 1 etc.

Generellt gäller att ju större avståndet är mellan elektroderna desto vidare och djupare blir strömfältet. Genom att variera elektrodavståndet kan således den skenbara resistiviteten beräknas för olika strömfältsvolymer. För att överföra dessa mätningar av skenbar resistivitet till verkliga resistivitetsvärden över den markvolym som studerats krävs i allmänhet s.k. *invers modellering*, dvs. markens resistivitet och lagringsförhållanden varieras tills dess att teoretiskt beräknade resistivitetsvärden utifrån den testade markmodellen ger en tillräckligt samställd bild med uppmätta resistivitetsvärden. Skillnaden mellan uppmätta och beräknade resistivitetsvärden ger det s k RMS-felet (Root Mean Squared error) som ofta utgör ett mått på kvaliteten av modelleringen. Mätningarna och modelleringen kan utföras en-, två- eller tredimensionellt. För två- och tredimensionell modellering skapas i allmänhet ett gridnät i två eller tre dimensioner och beräkningarna görs oftast med finita differens- eller finita element-modellering.

I detta projekt används ett tredimensionellt mät- och analyssystem men som egentligen är ett pseudo-dimensionellt system eftersom mätningarna utförts längs parallella linjer som sedan sammanlagts till en tredimensionell modell. Den första delen av projektet har varit att bygga olika elektrodsystem och att testa olika elektroduppställningar och mättekniker för att fastställa lämpligt val av metod. Resultaten från olika pilotstudier som inledningsvis utförts presenteras i särskilt kapitel. Vid pilotförsöken testades huvudsakligen tre elektrodkonfigurationer, gradientmätningar, pol-polmätningar och pol-dipolmätningar. Den generella principen bakom dessa uppställningar och deras geometriska faktorer visas i Figur 2.



Figur 1. Principiell elektroduppställning för elektriska resistivitetsmätningar, i detta fall med enklast möjliga, s k Wenner-konfiguration där avstånden mellan elektroderna är lika



Figur 2. Några testade elektrodkonfigurationer och deras geometriska faktorer.

Utifrån dessa studier valdes sedan ett tredimensionellt rektangulärt nät av 8*8 elektroder, sålunda 64 elektroder, vilket är det maximala antal elektroder som mätutrustningen samtidigt kunde hantera utan omkopplingar av kablar (maximalt 2 kablar med 32 elektroder vardera).

Två likartade mätsystem byggdes med 0,2 respektive 0,4 m elektrodavstånd. Genom elektrodavstånd på 0,4 m kan resistiviteten i markvolymen ner till ca 1,2 m beräknas vid den elektrodkonfiguration, pol-dipol, som slutligen valdes. Elektrodavståndet 0,2 m ger endast omkring hälften av detta djup. En pol-dipol uppställning innebär att en av strömelektroderna placeras på ett större avstånd från den övriga elektroduppställningen så att strömfältet blir relativt konstant oberoende av vilken elektrod inom elektroduppställningen som väljs som den andra strömelektroden. Avståndet till den externa elektroden varierade mellan 30 och 50 m.

Mätningarna av markens resistivitet utfördes före respektive efter ett simulerat utsläpp av omkring 50 liter saltvatten i stödremsan. Skillnaden i beräknad resistivitet i marken före och efter vattentillförseln antas vara ett direkt mått på tillförseln av saltvatten, varvid vattnets strömningsvägar kan kartläggas. Den rumsliga variationen antas således ge ett mått på markens hydrauliska heterogenitet. Tiden mellan det simulerade utsläppet och mätningens början varierade mellan ett par minuter och 6 timmar. För vissa elektrodkonfigurationer gjordes två mätningar vid olika tidpunkter efter saltvatteninfiltrationen.

Resultatet av mätningarna har modellerats tredimensionellt med programmet Res3DInv (Loke 2007) med finita differensmetodik. Marken delades därvid upp i totalt 7*7*5 block, sammanlagt 245 likstora block. Resultatet i form av modellerade resistivitetsvärden exporterades till programmen GeoElTrans samt Excel för vidare beräkningar av resistivitetsskillnader och statistiska analyser. Den visuella tre-dimensionella presentationen gjordes slutligen i programmet Voxler.

2.2 Infiltrationsförsök

Markens infiltrationskapacitet är av betydelse vid stora utsläpp för att bedöma om vätskemängden kommer att infiltrera i marken eller rinna av som ytavrinning. Infiltrationskapaciteten i stödremsan bestämdes med enkelringinfiltrometer, se Figur 3. Två varianter av enkelringinfiltrometer användes, en i plexiglas med en diameter på 19.5 cm och en i PVC på 14,5 cm. Det grova materialet i stödremsan gjorde det svårt att slå ner ringinfiltrometern under markytan. Detta gällde i synnerhet vägarna i Småland. I vissa fall fick därför en grop grävas där ringinfiltrometern kunde placeras. Det visade sig också vara svårt att få tätt kring plaströret, varför en hel del vatten trängde upp längs rörets yttersida. Den beräknade infiltrationskapaciteten kommer därför att vara behäftad med stora fel. Ingen justering har dock gjorts för horisontellt utflöde eftersom detta har antagits ske vid alla infiltrationsförsök. Värdena bör därför främst ses relativt varandra och inte som ett faktiskt mått på den sanna infiltrationskapaciteten. Två infiltrationsförsök gjordes vid varje fältlokal.

Figur 3. Bild som visar enkelringinfiltrometern i PVC som användes för att bestämma infiltrationskapaciteten i stödremsan

Infiltrationskapaciten bestämdes genom att enkelringinfiltrometern placerades på stödremsan och trycktes eller grävdes ned 5-10 cm under markytan. Vatten påfördes inuti ringen och vattennivån antecknades vid olika tidpunkter. Från början är hastigheten stor när vattnet strömmar in i den relativt torra jorden. Mätningar av vattennivån gjordes därför varje 30 sekund i början och minskades till varje minut eller mer när hastigheten avtog. När ett konstant värde på avsänkningen av vattennivån per tidsenhet erhölls avslutades mätningarna, normalt inom 10 minuter. Ifall vattnet riskerade att ta slut i ringen innan konstant värde uppnåtts fylldes ytterligare vatten på. Infiltrationskapaciteten beräknades motsvara den infiltration per tidsenhet (mm/min) som rådde vid slutet av mätningarna då hastigheten var mer eller mindre konstant.

2.3 Beräkning av transporttid

2.3.1 Analytiska och dynamiska modelleringar

Generella beräkningar av transporttid av vattenburna föroreningar i den omättade zonen har gjorts dels med enkla analytiska beräkningar och dels med dynamisk modellering med CoupModel, en endimensionell fysikaliskt baserad ekosystemmodell som hanterar dynamiken för och interaktionen mellan mark, växt, snö och atmosfär (Jansson & Moon, 2001; Jansson & Karlberg, 2004).

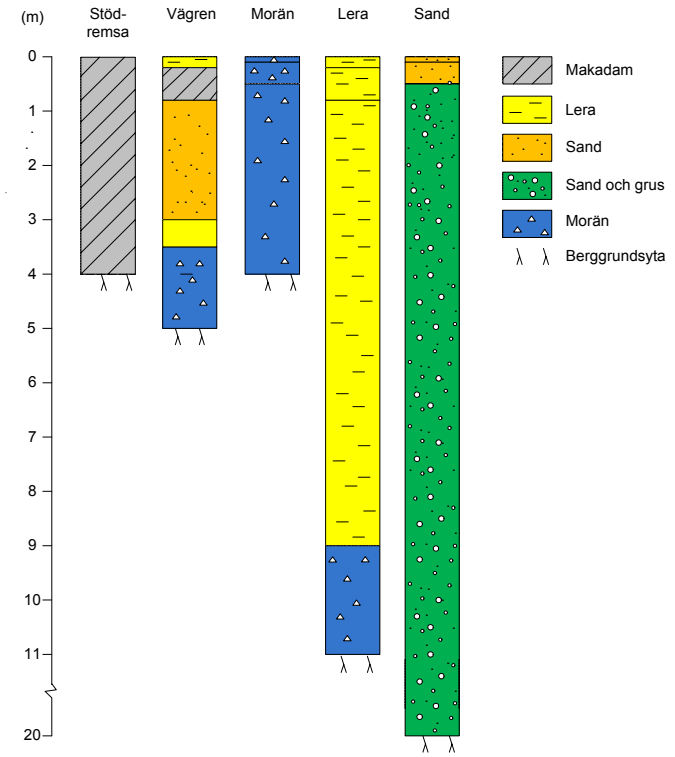
Analytiska beräkningar av vattnets transporttid i marken baseras på Darcy's lag och förutsätter att marken är vattenmättad, vilket ger de snabbaste flödena jämfört med en omättad jord. Den vertikala flödestiden mellan markyta och grundvattenyta (t) har beräknats enligt:

$$t = \frac{d \cdot n_e}{k}$$

där k = mättad hydraulisk konduktivitet (m/s), d = djupet till grundvattenytan, n_e = effektiv porositet (m^3/m^3). Beräkningar av transporttid i beräkningsprogrammet Spridning mark som ingår i MSB's integrerade beslutsstöd RIB baseras också bl.a. på denna ekvation. De analytiska beräkningarna utgår från att jorden är homogen och vattenmättad. Beräkningar har gjorts för lera, morän, sand och grus och generella värden från litteraturen på hydraulisk konduktivitet och porositet för de olika jordarterna har använts.

De dynamiska modelleringarna med CoupModel har gjorts för olika generella typmiljöer som kan återfinnas vid sidan om vägen. Typmiljöerna inkluderar en trolig lagerföljd för olika jordarter och tar således hänsyn till heterogeniteten i marken. De typmiljöer som simulerats är: lera, morän, sand, vägren och stödremsa. Uppbyggnaden av de olika jordprofilerna framgår av Figur 4. De hydrauliska egenskaperna för jordarna lera, morän, sand och vägren har tagits från den jorddatabas som ingår som en integrerad del i CoupModel och som också finns beskrivna i Lundmark & Jansson (2008). Stödremsan har antagits bestå av grovt material med egenskaper motsvarande de som förväntas i krossat berg som används flitigt i vägbyggen. De hydrauliska egenskaperna för detta material har tagits från Ekblad & Isacsson (2007). Vegetation ingår också, i detta fall har gräs använts som vegetation för alla typmiljöer utom för stödremsan där ingen växtlighet finns. Grundvattennivån låg i medeltal ca 2 m under markytan för alla jordprofiler.

Som drivdata till CoupModel har använts klimatdata från en klimatstation i Mellansverige. Simuleringarna har gjorts under fyra år (2002-09-01 – 2006-08-30) med en tidsupplösning hos in- och utdata på 1 timme. Endast det sista året utvärderades. Ett simulerat utsläpp av saltvatten gjordes 1 juni 2006. Vattenmängden som släpptes ut motsvarande situationen i fältförsöken där 50 l saltvatten med en kloridkoncentration av 1000 mg/l släpptes ut i en låda med bottenarean 0,216 m^2. Kloridfrontens läge i jordprofilen vid olika tidpunkter studerades och jämfördes med de analytiska beräkningarna. Läget av föroreningsfronten antogs ligga på det djup under markytan där kloridkoncentrationen översteg 2 mg/l, vilket motsvarar en mer naturlig kloridkoncentration i opåverkad jord.



Figur 4. Generella markprofiler med typiska jordlagerföljder och djup till berggrundsytan.

2.3.2 Beräkning av transporttid utifrån resistivitetsmätningar

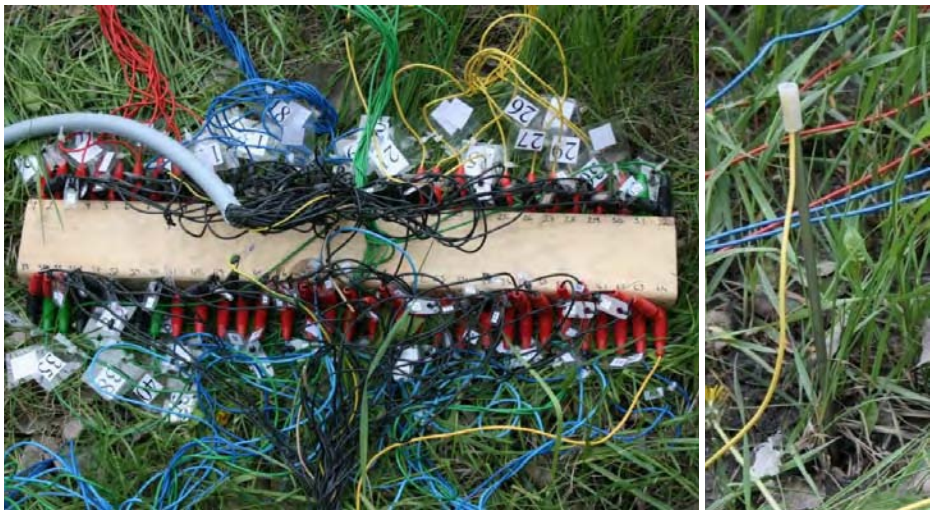
Minskningen av resistivitet efter saltvatteninfiltration användes som ett mått på flödesvägarna i marken. Djuppenetrationen av denna minskning av resistivitet antogs motsvara det djup som saltvattnet transporterats till under den tid som förlöpt mellan utsläppet och tidpunkten för start av den resistivitetsmätning som gjordes efter utsläppet. Utifrån denna information om djup och tid kan en grov uppskattning av transporthastigheten göras. Hänsyn har inte tagits till horisontellt flöde.

3. Pilotförsök

3.1 Pilotförsök - uppläggning

En rad pilotförsök med olika elektroduppställningar genomfördes under sommar och höst 2008. Detta delprojekt bestod av:

- Konstruktion av ett flexibelt elektrodsystem för att möjliggöra mätningar såväl manuellt som automatiskt, se Figur 5.
- Uppläggning av fältförsök med utarbetande av olika mätprotokoll och mätuppställningar.
- Val och anpassning av olika programvaror för analys av mätdata.
- Fältförsök i sluttning för test av olika mätuppställningar och utsläppsscenarier.
- Analys och modellering av fältdata.
- Val av lämplig fältmetodik.



Figur 5. Sladdhärva för största flexibilitet vid testning av olika elektrodkonfigurationer (t.v) samt exempel på stålelektrod.

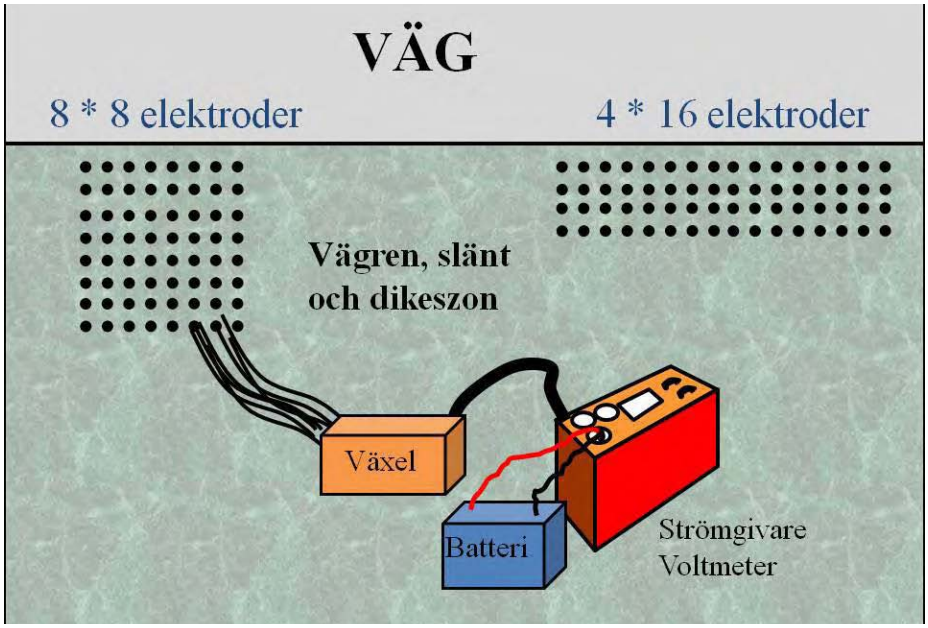
Huvuddelen av mätningarna gjordes på ett övningsfält på KTH-området som liknar förhållandena vid en asfaltbelagd väg och närliggande vägslänt. Mätningar utfördes såväl manuellt med egen mätutrustning och manuell omkoppling mellan elektroder, som automatiskt med särskild inhyrd mätutrustning från ABEM, Stockholm. Mätningar för analys i 3D kräver dock så många mätningar att dessa inte kan göras manuellt under ett rimligt tidsintervall utan kräver flera kanaler (samtidiga mätningar på flera ställen) och automatisk omkoppling. De automatiska registreringarna har därför utförts under två mätomgångar under vilka mätutrustningen hyrts in och kopplats samman med elektrodsystemet.

Vid mätningarna testades en stor mängd konfigurationer och mätmetoder med syfte att bestämma lämplig konfiguration för det operativa systemet. Varje elektrodkonfiguration mättes vid minst två mätomgångar mellan vilka marken tillfördes vatten. Syftet var att välja den metod som bäst kan åskådliggöra de skillnader i markens ledningsförmåga som vattenbegjutningen medförde, vilket i detta fall skulle kunna beteckna upplösningen. Två andra faktorer har dock visat sig vara av stor betydelse, dels mätningshastigheten, dvs. hur fort en mätomgång kan genomföras, dels nedträngningsdjupet i markzonen.

3.1.1 Elektroduppställningar

Ett flertal elektroduppställningar och mätmetoder testades, dock främst baserade på ett tredimensionellt grid av 8*8 elektroder i ett rutnät eller 4*16, dvs. ett rektangulärt nät (Figur 6).

Eftersom syftet med mätningarna varit att identifiera förändringar i form av spårämnesförsök med saltvatten var det viktigt att tidsintervallet under vilket mätning gjordes, inte skulle vara alltför lång. Modellering av flödesvägar i 3D kräver stora datamängder, i vissa fall upp till 700 mätningar. Om dessa görs i serie och med dubbla mätningar för att förbättra kvaliteten kommer mättiden att bli lång (mellan 1-2 timmar). För att minska tiden, är därför ett fyrkanalssystem önskvärt, dvs. för varje strömimpuls som sänds ner i marken görs upp till fyra potentialmätningar mellan olika elektroder samtidigt. Därigenom minskar mätningstiden till kanske bortåt en halvtimme för varje mätomgång, vilket bedömdes som acceptabelt. Detta kräver användande av t ex ABEM Terrameter 4000 eller likvärdiga instrument. Ett sådant instrument, användes vid de automatiska mätningarna. Eftersom instrumentet medger inkoppling av upp till 64 elektroder är därför detta antal elektroder i praktiken ett maximalt antal för att minimera tidskrävande omkopplingar under de operativa mätningarna.



Figur 6. Resistivitetsmätningar med två olika elektroduppställningar av vardera 64 elektroder.

Fördelarna med ett kvadratiskt gridnät med 8*8 elektroder är att detta ger en god rumslig upplösning, nackdelen är att djuppenetrationen blir begränsad för de flesta elektrodkonfigurationer eftersom det maximala elektrodavståndet blir tämligen litet. För denna elektroduppställning har gradientmätningar, pol-dipolmätningar samt pol-polmätningar testats.

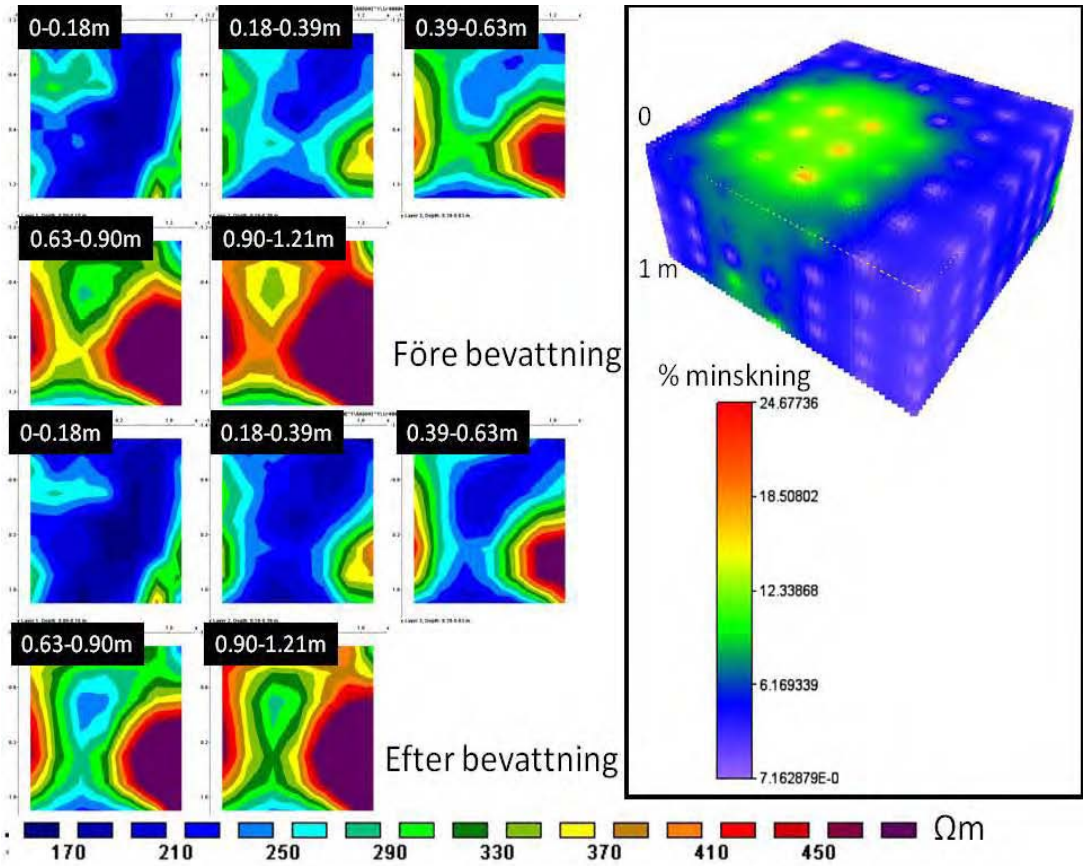
För att uppnå större penetrationsdjup gjordes mätningar med fyra linjer av vardera 16 elektroder. Nackdelen med denna uppställning var att mätsekvensen i princip bestod av 4 stycken 2-dimensionella mätningar. Om avståndet mellan linjerna görs större än elektrodavståndet inom linjerna blir den samlade 3-dimensionella modellen mer osäker. Om linjeavståndet hålls litet i starkt sluttande vägslänt finns ökad risk för att det studerade utsläppet flödar förbi linjerna innan det hinner infiltrera ner i marken. Med denna konfiguration har dipol-dipol-, pol-dipol- samt gradientmätningar utförts.

3.2 Pilotförsök - resultat och diskussion

För 8x8-konfigurationen genomfördes lyckade mätningar huvudsakligen för gradient- och pol-dipolkombinationer. Pol-polmätningarna gav varken rimliga värden eller strukturer. Gradient- och pol-dipolmätningarna stämmer väl överens men pol-dipolkonfiguration är att föredra då den har bättre penetration i djupled. För ett avstånd mellan elektroderna på 0.2 m blir djuppenetrationen med gradientmätningar endast några dm. Om avståndet mellan elektroderna är 0.4 m och pol-dipolkonfiguration används blir modelleringsdjupet ner till 1.2 m under markytan. Det går naturligtvis att ytterligare öka avståndet mellan elektroderna och göra gridden större och därigenom öka penetrationsdjupet men man förlorar då betydligt i noggrannhet. Ett exempel på resultat från pilotstudierna visas i Figur 7.

För 4x16-konfigurationen genomfördes endast lyckade mätningar med gradientmätningar. Dessa ser generellt lovande ut men har högre osäkerhet jämfört med 8x8-mätningarna. En sammanställning av vissa mätresultat från pilotförsöken visas i Bilaga 1.

Alla lyckade mätningar från pilotförsöken antyder att resistivitetsmätningar kan användas för att identifiera infiltrations- och spridningsvägar i marken. Det översta skiktet i de inversa modellerna visar sänkt resistivitet efter bevattning för alla mätmetoder. En antydan till infiltrationsfront är synlig hos 8x8-pol-dipol samt 4x16-gradientmätningar. Vid bevattningen användes endast vanligt kranvatten med låg salthalt. Begjutning med saltvatten kan antas öka skillnaderna betydligt.



Figur 7. Pilotförsök med pol-dipol-konfiguration. Modellerad resistivitet på olika nivåer före och efter bevattning (t.v.) samt minskning av resistivitet (%), modellerad som en 3D-struktur.

Den mätning som givit visuellt starkast resultat är 4x16-gradientmätning där det går att se mycket tydliga lokala förändringar i resistiviteten och även ”infiltrationshål”. Tyvärr är dessa förändringar tydliga både i ökad och sänkt resistivitet, vilket gör tolkningen svår. Dessutom är denna modell behäftad med högre fel än 8x8-mätningarna. Slutligen kan konstateras att 8x8 pol-dipol är en bra konfiguration som ger en god rumslig upplösning. Den metodik som vid pilotförsöken givit bäst sammantaget resultat avseende penetrationsdjup och upplösning var således pol-dipolmätningar, dvs. när en av strömelektroderna har placerats på stort avstånd från gridden.

4. Lokalbeskrivningar fältförsök

För fältmätningarna valdes fyra vägsträckor ut i trakten norr om Alvesta/Växjö i Småland och fem vägsträckor i Stockholmsområdet, se Figur 8.

De olika vägsträckorna representerade olika vägkategorier, från äldre, mindre vägar med mer naturlig geologi i vägslänten till större, modernare vägar som har en vägöverbyggnad med makadam som går ut i vägslänten och som således förändrar flödesegenskaperna i vägrenen från de naturliga.

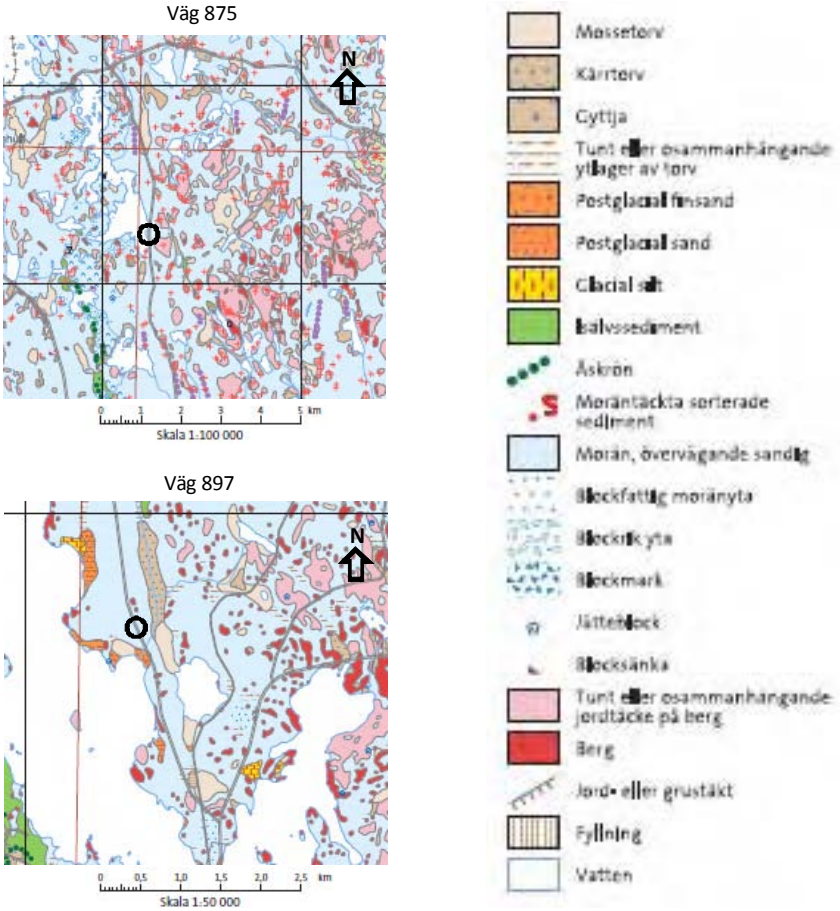
Figur 8. Vägsträckor där fältmätningar gjordes i Stockholmstrakten (ovan) och Småland (under) sommaren 2009 (© Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0044).

Vägsträckorna i Småland valdes ut i samarbete med Vägverket Region Sydöst som längs dessa vägar driver ett annat projekt: ”Avvattning 2007”, som syftar till att utvärdera olika diknings- och avvattningsåtgärder för att se vilka effekter som kan nås med avseende på bärighet på vägen. Längs dessa vägar finns

således en del undersökningar redan gjorda. Valet av vägsträckorna i Stockholm baserades på kännedom om tidigare gjorda undersökningar.

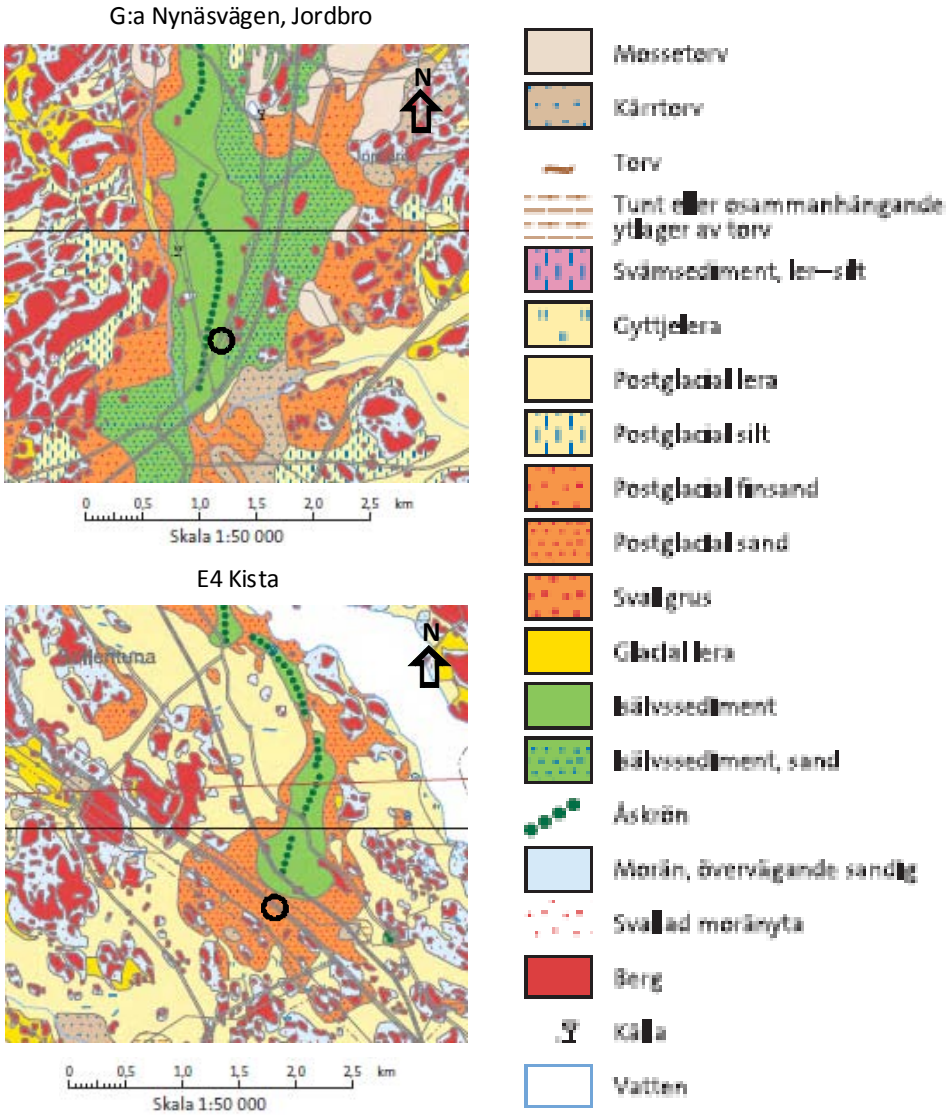
beskriver de olika platserna utifrån trafikmängd (ÅDT), vägbredd och vägrenens egenskaper. Foton som visar fyra mätplatser, två av vägarna i Småland och två vägar i Stockholmsområdet, i mer detalj kan ses i Figur 9 och Figur 11. Jordartskartor som visar den geologiska miljön längs samma vägar framgår av Figur 10 och Figur 12. Jordartskartor och foton över de övriga mätplatserna återfinns i Bilaga 2.

Figur 9. Foton över mätplatserna vid väg 897 (vänster) och väg 875 (höger) i Småland



Figur 10 Jordartskartor som visar geologin i området vid väg 875 och väg 897 i Småland. Mätplatserna är inringade. (©Sveriges Geologiska Undersökning)

Figur 11. Foton över mätplatserna vid G:a Nynäsvägen, Jordbro (vänster) och väg E4 Kista (höger) i Stockholmstrakten.



Figur 12. Jordartskartor som visar geologin i området vid G:a Nynäsvägen, Jordbro och väg E4 Kista i Stockholmstrakten. Mätplatserna är inringade. (©Sveriges Geologiska Undersökning)

Tabell 1. Vägkaraktäristika och beskrivning av de olika platserna där fältförsök utfördes sommaren 2009.

Mätplats	Koordinater	Lutning vägren (°)	Material i vägren	ÅDT Fordon/Lastbil	Vägbredd (m)
Väg 897, Skirsvad	6313443/1441421	16	Makadam	2940/190	9
Väg 875,Berghem	6335960/1431179	10	sandig Morän	120/6	5,5
Väg 126 I, Torpsbruk	6325274/1424766	30	Makadam	1040/200	8
Väg 126 II, Torpsbruk	6325000/1424690	24	Makadam	1040/200	8
Väg 261 Ekerövägen, Lovön	6578978/1617114	19	lerig siltig Sand	16690/1150	11,2
Väg 261 Ekerövägen, Ekerö Rasta	6578253/1604370	14	grusig Sand	2630/200	7
G:a Nynäsvägen, Jordbro	6558840/1632336	15	grusig Sand	8140/690	7
E4/E20 Salem	6567268/1611162	28	Makadam	24440/2370	11,5
E4 Kista	6589500/1622210	20	Makadam	36500/2850	15

5. Fältförsök och modelleringar - resultat och diskussion

5.1 Fältförsök

Fältförsöken utfördes i Småland i juni 2009 och i Stockholm i augusti 2009. Presentationen av resultaten från fältförsöken har främst fokuserats på två av mätplatserna i Småland, väg 897 och väg 875, samt två i Stockholmstrakten, G:a Nynäsvägen och E4 Kista. Eftersom mätningarna med elektrodkonfigurationen pol-dipol med ett elektrodavstånd av 40 cm gav bäst djuppenetration har dessa mätningar använts för att åskådliggöra resultaten.

5.1.1 Egenskaper hos stödremsa och vägren

Resultat från infiltrometerförsök och texturanalys kan ses i Tabell 2 och Figur 13. Vattenhalt före infiltration kan ses i Figur 14 och förändringen i vattenhalt efter infiltrationsförsöket framgår av Figur 15.

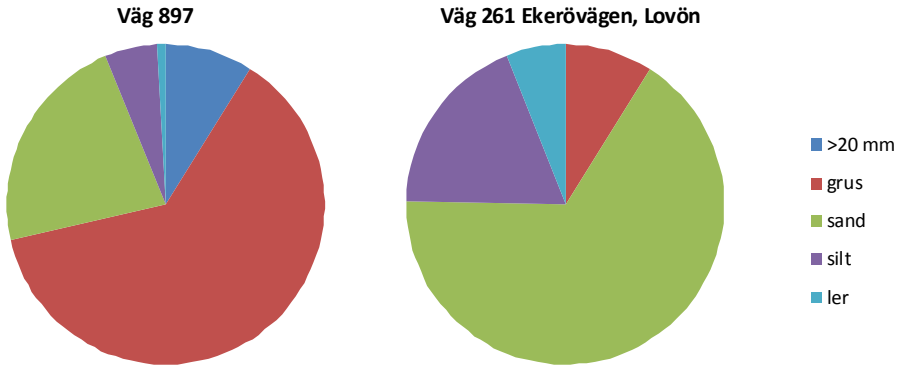
Infiltrationskapaciteten kan vara en viktig egenskap vid bedömning av risk för grundvattenpåverkan vid olyckor med stora utsläpp eftersom den anger hur mycket vätska som marken kan ta emot utan att ytavrinning sker. Det visade sig dock vara svårt att få tillförlitliga resultat med den typ av mätning med enkelringinfiltrometer som gjordes. Materialet i stödremsan gjorde det svårt att slå ner ringinfiltrometern utan att störa jorden. Den fick därför i de flesta fall grävas ner. Det var också svårt att få det tätt kring röret vilket gjorde det svårt att undvika att vatten tryckte upp kring utsidan av röret och rann av vid markytan. Eftersom samma typ av problem uppkom vid de flesta mätplatser så anses mätningarna ändå jämförbara även om det faktiska värdet på infiltrationskapaciteten är behäftad med stora osäkerheter. Istället för att titta på det faktiska infiltrationsvärdet så har variationen i mätresultaten jämförts genom att räkna ut med vilken faktor ett värde skiljer sig åt jämfört med den lägst uppmätta infiltrationskapaciteten. Det visade sig i många fall skilja mycket mellan de två mätningarna som gjordes vid varje lokal. Detta visar på heterogeniteten i materialet i stödremsan, men kan också vara ett resultat av de mättekniska problemen.

Tabell 2. Uppmätta egenskaper hos stödremsa och vägren för de olika mätlokalerna. Faktor skillnad infiltrationskapacitet motsvarar faktor skillnad mot lägst uppmätta infiltrationskapacitet. Grundvattennivån är uppmätt i stödremsan i närheten av mätlokalen där grundvattenrör etablerats inom projektet ”Avvattning 2007”.

Mätplats	Infiltrations-kapacitet stödremsa (m/s)	Faktor skillnad infiltrations-kapacitet (-)	Textur stödremsa / vägren	Mullhalt (% av torrvikt) stödremsa / vägren	Grundvatten nivå (cm under markytan)
Väg 897, Skirsvad	$3.3 \cdot 10^{-5}$ $4.3 \cdot 10^{-5}$	40 52	sa Gr /	1.5 / 2.0	60
Väg 875, Berghem	$1.5 \cdot 10^{-5}$ $2.3 \cdot 10^{-5}$	18 28	gr sa Mn /	1 / 4.7	30
Väg 126 I, Torpsbruk	$2.0 \cdot 10^{-5}$	24	sa Gr / si sa Gr	3.1 / 0.4	240
Väg 126 II, Torpsbruk	$8.3 \cdot 10^{-7}$ $1.5 \cdot 10^{-5}$	1 18	sa Gr /	3.1 / 4.4	40
Väg 261 Ekerövägen, Lovön	$8.3 \cdot 10^{-7}$ $1.6 \cdot 10^{-6}$	1 2	si Sa / le sa Mn	4 / 6.5	
Väg 261 Ekerövägen, Ekerö Rasta	$1.0 \cdot 10^{-5}$ $2.0 \cdot 10^{-5}$	12 24	sa Gr / gr Sa	2.4 / 3.8	
G:a Nynäsvägen, Jordbro	$8.3 \cdot 10^{-6}$ $5.0 \cdot 10^{-6}$	10 6	gr Sa / si Sa	3.7 / 4.2	
E4/E20 Salem	$5.0 \cdot 10^{-6}$ $2.0 \cdot 10^{-5}$	6 24	le gr Sa / le si Sa	6.6 / 4.4	
E4 Kista	$6.7 \cdot 10^{-6}$ $1.5 \cdot 10^{-5}$	8 18	si Sa / le gr Sa	5.6 / 1.3	

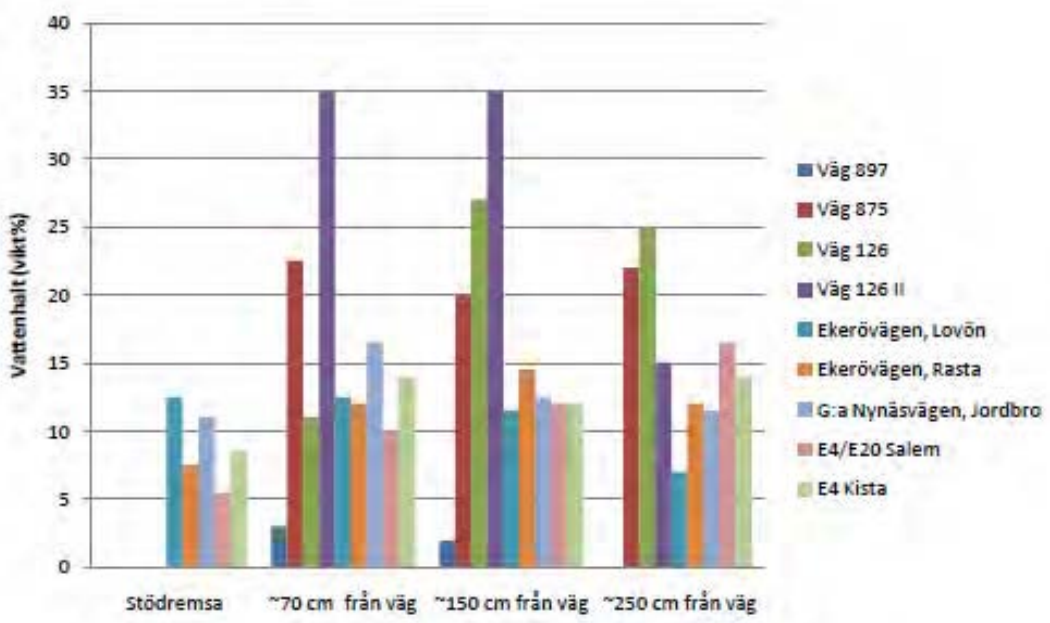
Lägst infiltrationskapacitet uppmättes vid väg 261, Ekerövägen vid Lovön, och högsta värdena uppmättes vid väg 897 i Småland. Mellan dessa vägar skiljde sig infiltrationskapaciteten med en faktor 40-50. Materialet i stödremsan var mer finkornigt vid Lovön än vid väg 897 enligt texturanalysen, se Figur 13, vilket kan förklara skillnaden i infiltrationskapacitet. En korrelationsanalys bekräftade att infiltrationskapaciteten var negativt korrelerad med andel finmaterial i jorden (silt och ler), vilket visar, som förväntat, att ju mer finmaterial desto lägre blir infiltrationskapaciteten och mindre mängd vatten kan således infiltrera under en viss tidsrymd. Texturanalyser för de övriga mätplatserna finns redovisade i Bilaga 3.

Organiskt material kan binda tungmetaller som på så sätt hindras transporteras ned till grundvattnet. Jorden vid mätlokalerna innehöll relativt låg halt organiskt material. De högsta halterna uppgick till ca 6 % i stödremsan vid väg E4/E20 Salem och väg E4 Kista. Även vägrenen vid väg 261 vid Lovön som ligger vid en uppodlad lermark hade liknande halter. En klar korrelation fanns till texturen; innehållet av organiskt material i jorden var negativt korrelerat till grusfraktionen men positivt korrelerad till andelen sand, silt och ler.

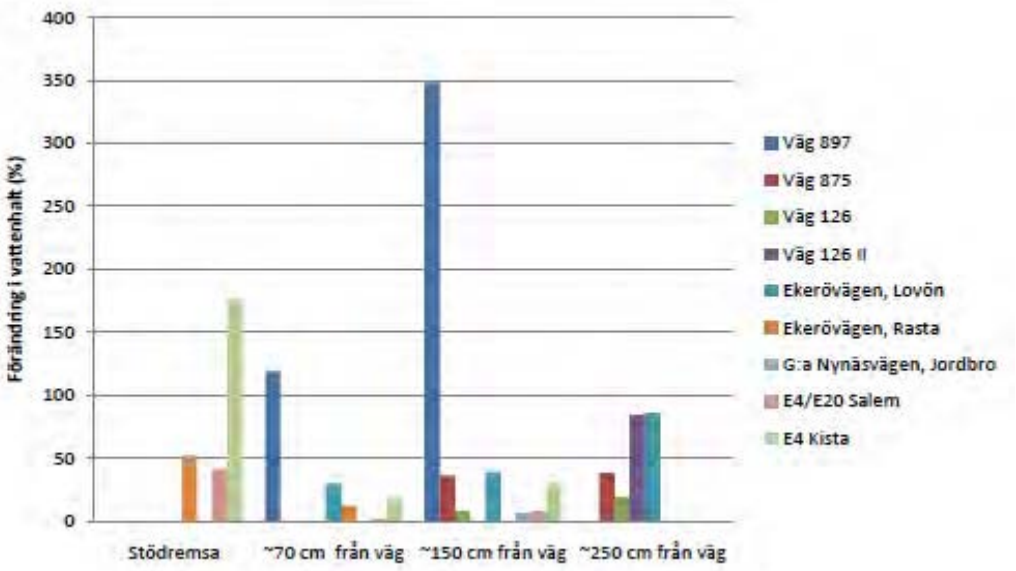


Figur 13. Kornstorleksfördelningen enligt texturanalysen för stödremsan vid väg 897 i Småland (vänster) och för väg 261 vid Lovön i Stockholmstrakten (höger).

Vattenhalten i stödremsan varierade mellan 5 och 12 % (Figur 14). I vägrenen var det större variation i vattenhalten, mellan 2 och 35 % uppmättes. Torrast var väg 897 i Småland, som hade det grövsta materialet, och det var även här som den största förändringen i vattenhalt uppmättes efter saltvatteninfiltration (Figur 15). Det visade sig i många fall vara svårt att få ett bra mått på förändringen i vattenhalt. Jordproverna för vattenhaltsbestämning kunde inte tas på samma ställe före och efter saltvatteninfiltration, vilket gjorde det svårt att jämföra proverna eftersom det var stora lokala variationer. Var proverna efter infiltration togs hade också stor inverkan på resultatet eftersom endast vissa delar av ytan där elektrodsystemet var placerat påverkades av infiltrationen.



Figur 14. Vattenhalt före infiltration av saltvatten vid de olika mätplatserna och för olika avstånd från vägen.



Figur 15. Förändringen i vattenhalt efter saltvatteninfiltration vid de olika mätplatserna och för olika avstånd från vägen.

5.1.2 Resistivitetsmätningar

Resultatet från resistivitetsmätningarna presenteras dels i form av 3d-plottar som visar hur resistiviteten varierar i marken före saltvatteninfiltration med avståndet från vägen och dels den beräknade förändringen av resistivitet efter saltvatteninfiltration. Figur 16 - Figur 19. visar resultaten från två vägar i Småland och två vägar i Stockholmstrakten. Resultaten från de övriga lokalerna redovisas i Bilaga 4. Nedan följer en mer detaljerad genomgång av resultaten från väg 897 och väg 875 i Småland och från G:a Nynäsvägen, Jordbro och E4 Kista i Stockholmstrakten.

Väg 897 och väg 875 representerar två olika kategorier vägar. Den första motsvarar en större, modern uppbyggd väg med en överbyggnad av makadam som går ut i vägrenen. Den andra motsvarar en mindre, äldre väg med okänd konstruktion där vägrenen till största del har samma geologi som omgivningen. Resistivitetsmätningarna som gjordes före saltvatteninfiltration anses motsvara bakgrundsvärden som beskriver geologin och vattenförhållandena i vägrenen. Väg 897 uppvisade hög resistivitet nära vägen, vilket motsvarar den makadam som finns där (Figur 16a). Längre ner i vägslänten var resistiviteten däremot låg vilket visar på ett material som har en hög lerhalt och/eller hög vattenhalt. Det kan vara ett tecken på ytligt grundvatten, vilket också har bekräftats av de grundvattennivåmätningar som gjorts i vägkroppen vilka visade en grundvattennivå på 60 cm under markytan i stödremsan.

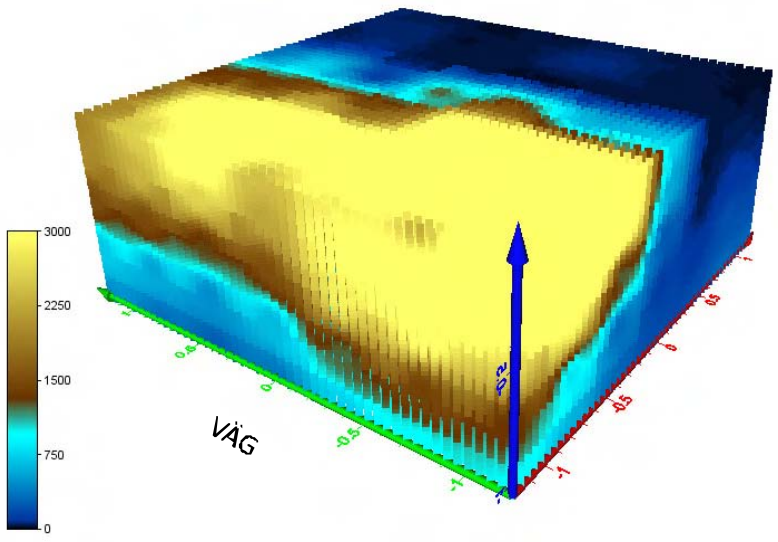
Den beräknade förändringen i resistivitet efter saltvatteninfiltration visar på att saltvattnet har trängt ner i marken främst närmast vägen där makadam från vägkroppens överbyggnad går ut i vägrenen (Figur 16b). Flödet ner genom marken var tydligt begränsat till ett avstånd av ca 2 m från vägen. Inga stora förändringar detekterades längre från vägen där bakgrundsvärdet av resistiviteten var låg. Tidigare studier har dock visat att resistivitetsförändringar är svåra att upptäcka i lågresistiva material, såsom leror (Lundmark & Olofsson, 2007).

Väg 875 saknar den grova makadam i vägrenen som fanns vid väg 897 och bakgrundsvärdena av resistiviteten var därför lägre närmast vägen (Figur 17a). Flödet av det infiltrerade saltvattnet skedde främst i omedelbar anslutning till vägen, den största påverkan syntes inom ett avstånd av ca 1 m från vägen (Figur 17b). Minskningen av resistiviteten visade på en långsammare transport av saltvatten och mindre utbredning av påverkat område vid denna väg än vid väg 897.

Väg 897

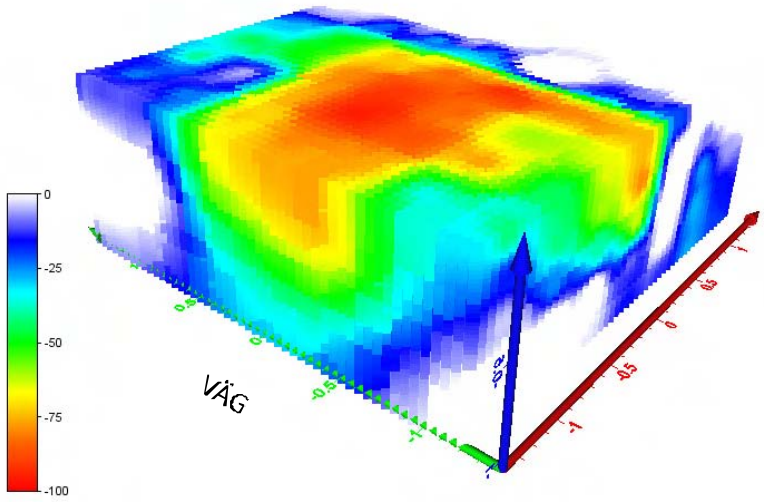
a)

Resistivitet (ohmm)
före saltvatteninfiltration



b)

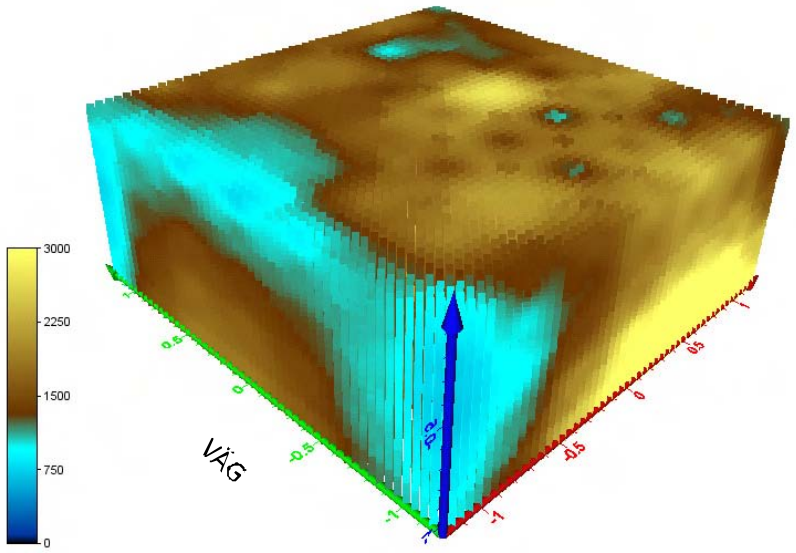
Procentuell minskning av resistivitet
efter saltvatteninfiltration



Figur 16. 3d-plot vid väg 897 i Småland som visar a) resistiviteten i marken före infiltration av saltvatten vid olika djup och avstånd från vägen och b) den beräknade minskningen av resistivitet efter saltvatteninfiltration i procent av ursprungligt värde.

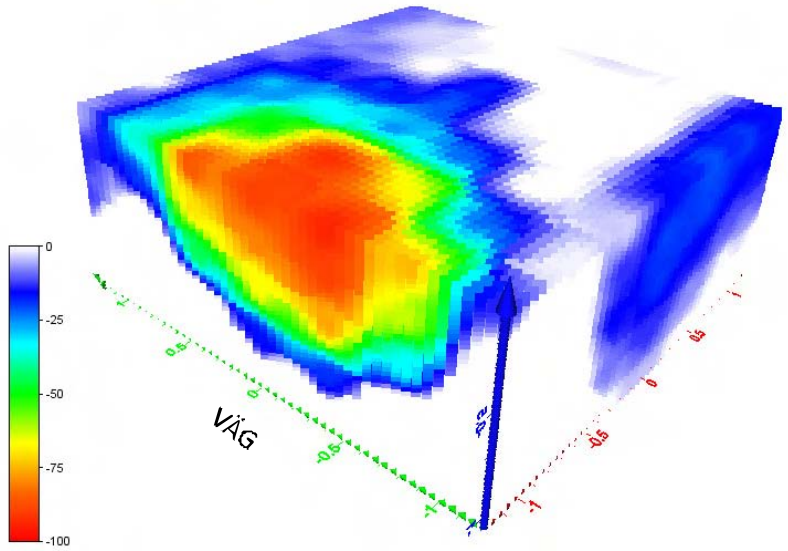
a)

Resistivitet (ohmm)
före saltvatteninfiltration



b)

Procentuell minskning av resistivitet
efter saltvatteninfiltration

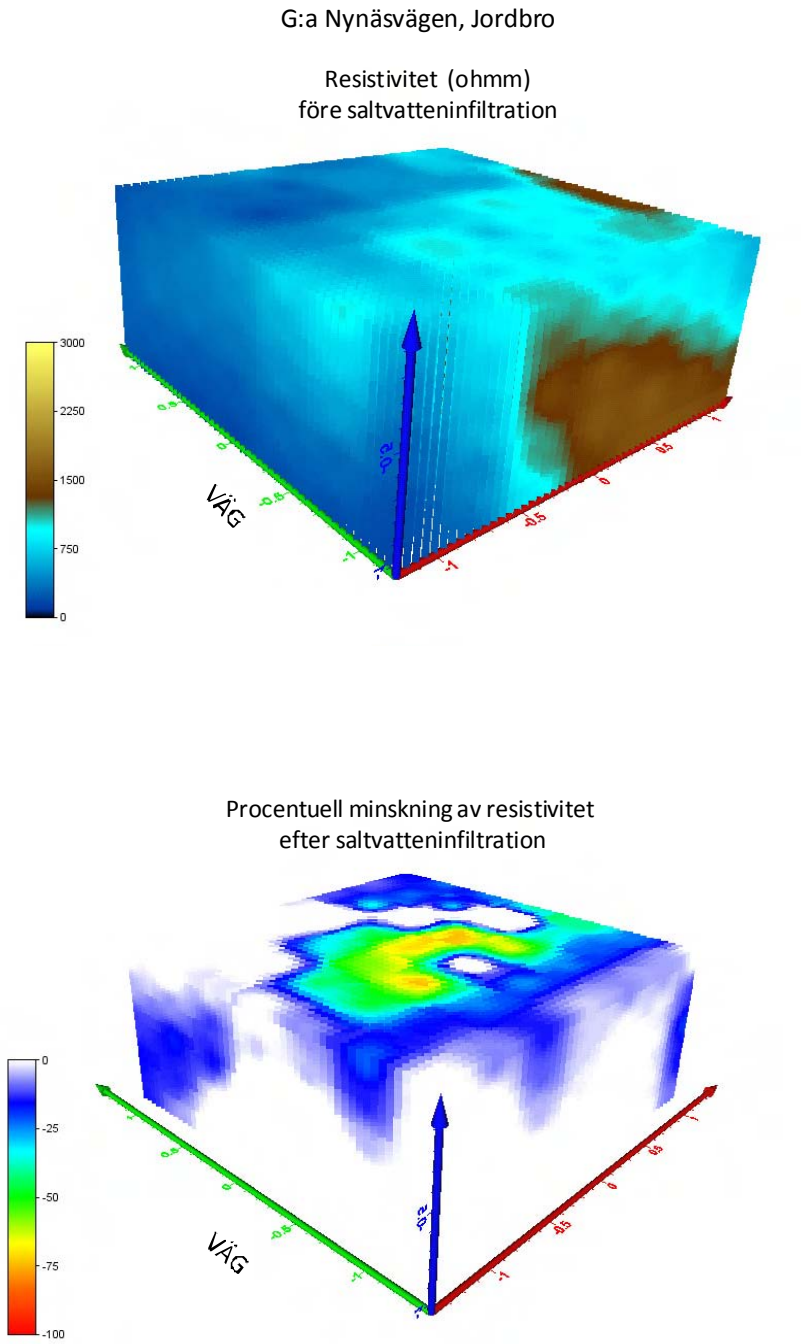


Figur 17. 3d-plot vid väg 875 i Småland som visar a) resistiviteten före infiltration av saltvatten vid olika djup och avstånd från vägen och b) den beräknade minskningen av resistivitet efter saltvatteninfiltration i procent av ursprungligt värde.

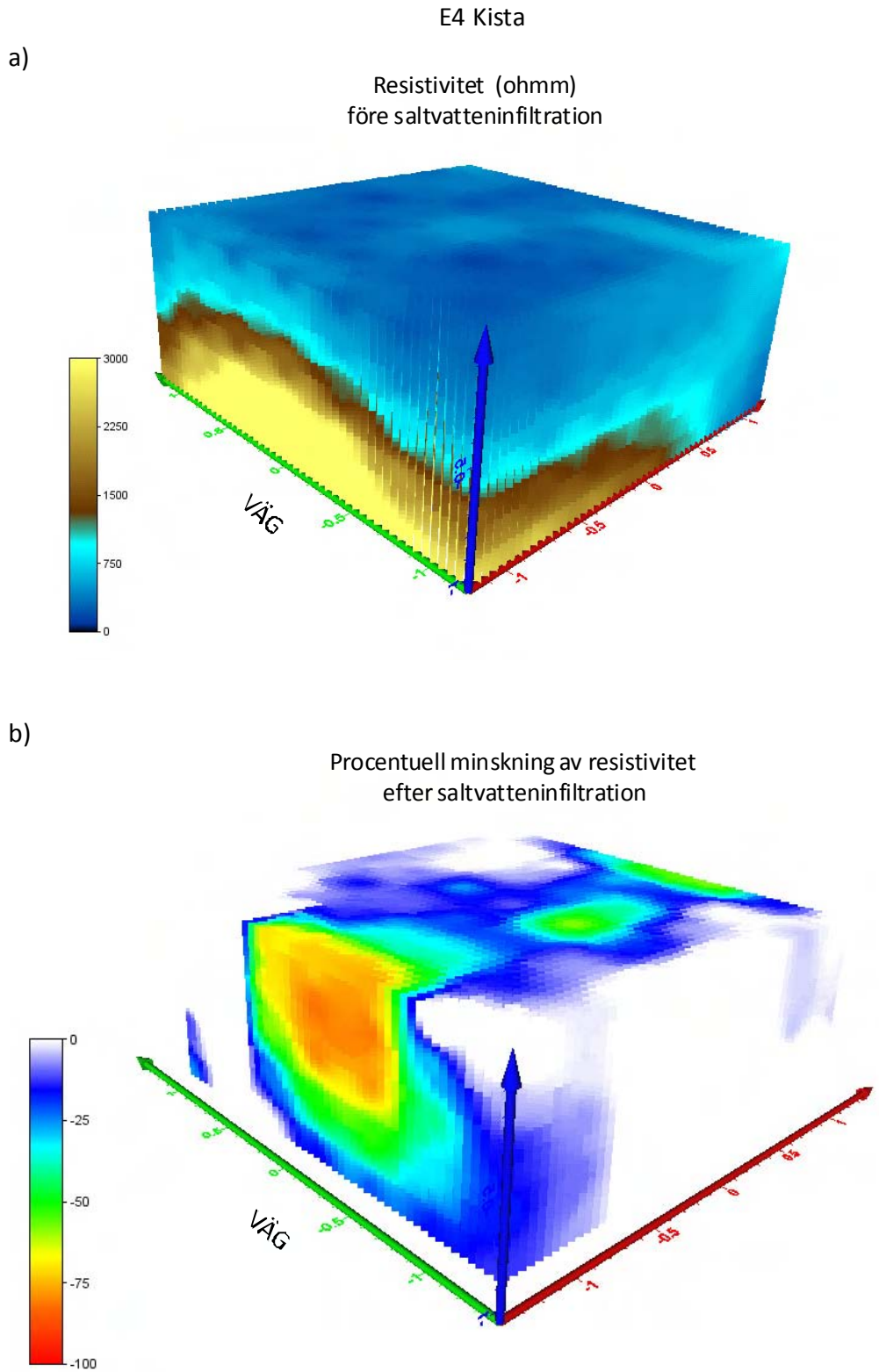
Vid ett flertal mätlokaler i Stockholmstrakten observerades att saltvattnet rann av vid ytan förbi alla elektroder och kom således inte att infiltrera i marken där mätningarna gjordes. Mest påtagligt var detta vid G:a Nynäsvägen, Jordbro och vid E4 Salem. Minskningen i resistivitet efter saltvatteninfiltration som uppmättes vid dessa vägar visade också på att en stor andel saltvatten infiltrerat vid längre avstånd från vägen (Figur 18b). G:a Nynäsvägen går längs en rullstensås med 63% sand enligt texturanalysen. Ytavrinning är inte något

som förväntas ske i denna miljö och är således svår att förutse eftersom det inte finns något klart samband mellan ytavrinning och egenskaperna hos vägrenen; såsom lutning, textur, infiltrationskapacitet eller vattenhalt.

Mätlokalen vid E4 Kista ligger också på en sandavlagring, men här är vägrenen uppbyggd av makadam. Vid denna mätplats skedde ingen ytavrinning och en stor andel av saltvattnet infiltrerade i direkt anslutning till vägen (Figur 19b).



Figur 18. 3d-plot vid G:a Nynäsvägen, Jordbro, som visar a) resistiviteten före infiltration av saltvatten vid olika djup och avstånd från vägen och b) den beräknade minskningen av resistivitet efter saltvatteninfiltration i procent av ursprungligt värde.

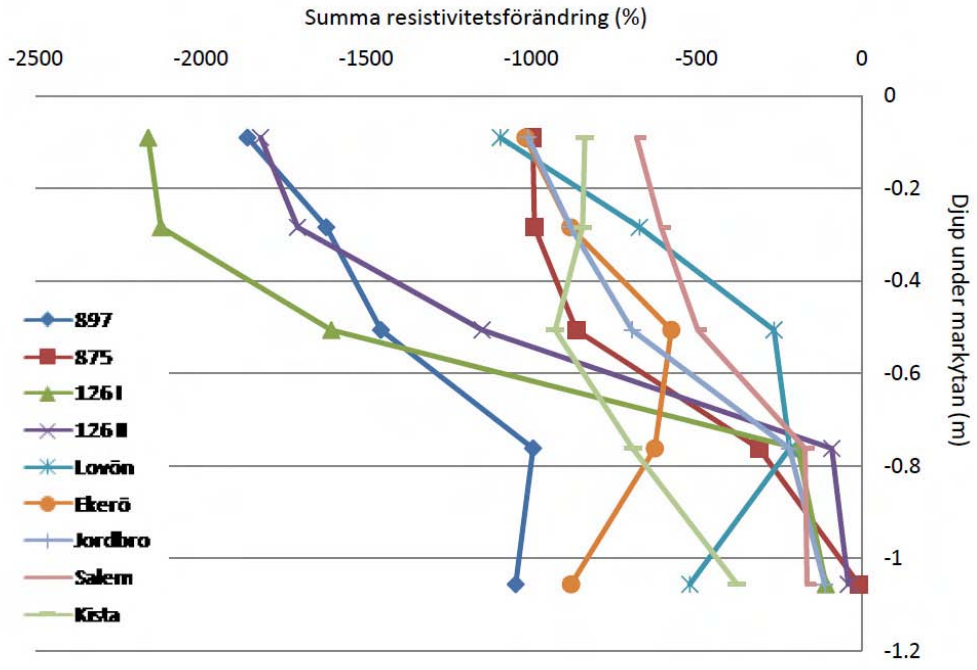


Figur 19. 3d-plot vid E4 Kista som visar a) resistiviteten före infiltration av saltvatten vid olika djup och avstånd från vägen och b) den beräknade minskningen av resistivitet efter saltvatteninfiltration i procent av ursprungligt värde.

Figur 20 visar hur förändringen av resistivitet fördelar sig med djupet under markytan för de olika mätlokalerna. Alla nio mätlokalerna uppvisade en minskning av resistivitet efter saltvatteninfiltration på ett djup av 1,2 m, vilket var det största mätbara djupet med den valda elektrodkonfigurationen.

Storleken på minskningen och jordvolymen som påverkades varierade dock. Störst påverkan på den djupaste nivån visade väg 897 i Småland, vilken också hade det grövsta materialet i vägrenen. Men även Ekerövägen vid Rasta uppvisade en stor minskning av resistiviteten på den djupaste mätnivån. Även här innehöll jorden hög andel grovt material, både i stödremsan och i vägrenen (Bilaga 3). Vägrenen var dock inte uppbyggd av makadam utan till största del av den naturligt befintliga jordarten i området. Den minsta förändringen på 1,2 m djup uppmättes vid väg 875 i Småland.

Väg 126 (I och II) uppvisade den största förändringen med djupet; en stor påverkan ytligt men liten djupare ner. Längs denna väg har dränslitsar konstruerats för att avvattna vägkroppen. Resistivitetsmätningarna gjordes mellan två sådana dränslitsar och en tänkbar anledning till att saltvattnet inte transporterats till så stora djup är att det istället har avlänkats horisontellt och flödat mot dränslitsarna.



Figur 20. Förändringen av den sammanlagda procentuella resistivitetsminskningen med djupet under markytan för varje mätlokal. Den procentuella minskningen av resistiviteten i varje pixel har summerats ihop för vardera djupnivå i resistivitetsmodellen.

Korrelationsanalysen visade att förändringen i resistivitet delvis kunde förklaras av texturen i vägrenen (Tabell 3). Minskningen i resistivitet i medeltal för hela markvolymen korrelerade negativt med andel sand, silt och ler och positivt med andelen sten och grus. Detta visar på att minskningen av resistiviteten är större ju större andelen sten och grus det är. Analysen visade även på en signifikant korrelation mellan förändring av resistivitet efter saltvatteninfiltration, jordvolym som påverkats och djupet under markytan. Medianvärdet av resistivitetsminskningen och andelen påverkad markvolym minskade med djupet. Den största förändringen i resistivitet förekom således närmast jordytan och minskade sedan med ökande djup.

Tabell 3. Korrelationskoefficienter (Spearman's rho, signifikansnivå 0.05) som visar korrelationen mellan minskningen I resistivitet i medeltal för hela den uppmätta markvolymen och förekomsten av de olika kornstorleksfraktionerna i vägrenen.

	Lera	Silt	Sand	Grus	Sten
Resistivitetsminskning	-0.81	-0.83	-0.68	0.82	0.68

Inga relevanta och signifikanta korrelationer kunde hittas mellan infiltrationskapacitet, vattenhalt, organiskt material och minskning av resistivitet. Detta behöver inte betyda att några sådana korrelationer saknas utan kan även bero på begränsningarna i mätmetoderna och de fel som bestämningen av infiltrationskapacitet och vattenhalt är behäftade med.

Skillnaden i resistivitet mellan den mätning som gjordes direkt efter saltvatteninfiltrationen och den som gjordes några timmar senare var liten. Detta tyder på att den mängd vatten som släpptes ut och infiltrerade i marken relativt snabbt fyllde upp de porer i marken som var delaktiga i transporten av de vattenburna föroreningarna. Flödesvägarna kunde i detta fall således detekteras kort efter infiltrationen. För att kartlägga flödesvägar på djupare nivåer krävs mätningar under en längre tid och en större utsläppsvolym. Den fortsatta transporten nedåt i markprofilen kommer att ske först när mer vatten infiltrerar marken.

5.2 Modellering av transporttid

För att svara på frågan hur snabbt vattenburna föroreningar transporteras i marken simulerades ett kloridutsläpp motsvarande fältförsöken och kloridfrontens läge under markytan och dess förändring med tiden studerades för olika typjordar (Figur 21). Resultaten från den dynamiska modelleringen jämfördes sedan med en analytisk beräkning av transporttid för olika jordarter (Tabell 4).

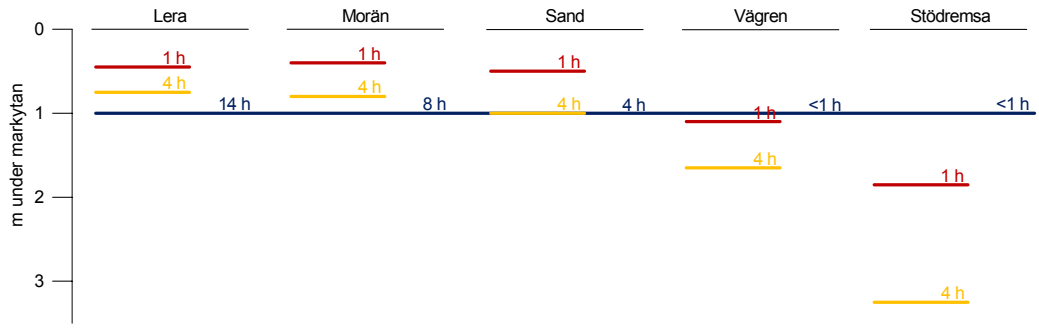
För de mer finkorniga jordarna (lera och morän) ger de analytiska beräkningarna en betydligt längre transporttid än de dynamiska och det motsatta gäller för de grovkorniga jordarna (sand och grus) där de analytiska beräkningarna ger en kortare transporttid än vad som framgår av de dynamiska modelleringarna. Skillnaden mellan de analytiska och dynamiska beräkningarna beror främst på att de analytiska beräkningarna förutsätter att jorden är homogen och vattenmättad, medan de dynamiska beräkningarna tar hänsyn till jordens troliga lagerföljd och variation i vattenhalt med tiden. Vattenhalten i de dynamiska beräkningarna beror på ett komplext samband mellan jordens hydrauliska egenskaper, avdunstning vid markytan, vattenupptag i vegetation och vattentransport i marken. Genom att i de analytiska beräkningarna anta att marken är vattenmättad erhålls ett värsta scenario som visar den snabbast möjliga hastigheten för nedtransport till grundvattnet för grovkorniga jordar.

Som tydligt framgår av modelleringarna är transporttiden mycket snabb i de grovkorniga jordarna och långsammare ju mer finkornig jorden är. De dynamiska modelleringarna visar att på fyra timmar har de vattenburna

föroreningarna hunnit ner till ett djup större än 3 m i stödremsan (Figur 21). Detta innebär att vid modernt uppbyggda vägar med bergkrossmaterial i stödremsan och vägrenen så är tiden till uppgrävning av den förorenade jorden väldigt liten. Vid dessa vägar kan man heller inte förlita sig på beräkningar av transporttider baserade på befintliga jordartskartor, vilka ger betydligt långsammare transporttider.

Tabell 4. Analytisk beräkning av transporttid till 1 m djup under markytan för olika jordarter. Generella värden på hydraulisk konduktivitet och effektiv porositet för de olika jordarna har tagits från Vägverket (1998) och för lera från Espeby & Gustafsson (1998).

Jordart	Mättad hydraulisk konduktivitet (m/s)	Effektiv porositet (vol%)	Beräknad transporttid till 1 m djup
Lera	$1 \cdot 10^{-9}$	3	1 år
Morän	$5 \cdot 10^{-8}$	8	18 dygn
Sand	$1 \cdot 10^{-4}$	20	30 minuter
Grus	$1 \cdot 10^{-2}$	30	½ minut



Figur 21. Kloridfrontens läge under markytan vid olika tidpunkter (röd linje = 1 h efter simulerat utsläpp, gul linje = 4 h efter) och transporttid till 1 m djup (blå linje) för olika typjordar, simulerat med CoupModel med motsvarande utsläpp som vid fältförsöken.

5.3 Beräkning av transporttid utifrån resistivitetsmätningar

En beräkning av transporttid gjordes utgående från resultaten av resistivitetsmätningarna. Beräkningarna ska endast ses som en fingervisning av transporttiden vid de olika lokalerna eftersom mätningarna inte riktigt har den tidsupplösning som krävs vid dessa snabba flöden. Djuppenetrationen visade sig också vara för liten för vissa av mätlokalerna för att få med hela djupnedträngningen av det infiltrerade saltvattnet. Nedre gräns för saltvattennedträngningen antogs motsvara det största djup som uppvisade en 25-procentig minskning av resistivitet efter saltvatteninfiltration. Denna gräns valdes för att ta hänsyn till de fel som resistivitetsmodelleringarna bedömdes

vara behäftade med. Tabell 5 visar den beräknade vattenhastigheten och transporttiden till 1 m djup, samt hur stor relativ jordvolym på det största mätdjupet (1,2 m) som har blivit påverkad av det påförda saltvattnet.

Tabell 5. Beräknad vattenhastighet, transporttid och relativ påverkad jordvolym för de olika mätplatserna. Djupnedträngning motsvarar det djup där en 25-procentig minskning av resistiviteten efter saltvatteninfiltration kunde detekteras. Tid är tidskillnaden från saltvatteninfiltration till start av resistivitetsmätningarna. Påverkad jordvolym motsvarar de antal modellblock i resistivitetsmodellen på 1,2 m djup som uppvisar minst en 25-procentig minskning av resistiviteten i förhållande till det totala antalet modellblock på detta djup.

Mätplats	Djup-nedträngning (m)	Tid (h)	Vattenhastighet (m/h)	Transporttid till 1 m djup (min)	Påverkad jordvolym på 1,2 m djup (%)
Väg 897, Skirsvad	1,57	0,5	3,1	19	35
Väg 875, Berghem	0,92	2	0,5	130	0
Väg 126 I, Torpsbruk	1,39	2	0,7	86	4
Väg 126 II, Torpsbruk	0,84	1	0,8	71	0
Väg 261 Ekerövägen, Lovön	1.52	0,5	3,0	20	18
Väg 261 Ekerövägen, Ekerö Rasta	1,55	0,5	3,1	19	31
G:a Nynäsvägen, Jordbro	0,91	0,5	1,8	33	0
E4/E20 Salem	0,70	0,5	1,4	43	0
E4 Kista	1,38	0,5	2,8	22	10

Generellt kan konstateras att resistivitetsmätningarna har visat på relativt snabba transporttider för alla mätlokaler, med vattenhastigheter av 0,5-3,1 m/h. De snabbaste transporttiderna och den största påverkan på djupet visade väg 897 i Småland och väg 261 vid Ekerö Rasta i Stockholmsområdet. Vid dessa vägar beräknades saltvattnet nå 1 m djup inom 20 minuter och mer än 30 % av den djupaste mätnivån påverkades av saltvattennedträngning.

De beräknade transporttiderna utifrån resistivitetsmätningarna hamnar i samma storleksordning som de analytiska beräkningarna för sand och som de dynamiska modelleringarna för vägren och stödremsa. Detta bekräftar att resistivitetsmätningar tillsammans med dynamiska modelleringar kan utgöra ett kraftfullt verktyg för att bedöma transport av vattenburna föroreningar i vägnära miljö och påverkan på grundvattnet.

6. Slutsatser och rekommendationer

Med de mätningar som gjorts så har två ytterligheter av vägtyper kunna identifierats; 1) en modern väg med vägren uppbyggd av genomsläpplig makadam där transporttiderna blir mycket korta, och 2) en äldre väg utan speciell väguppbyggnad där vägkroppen och vägrenen i stort sett består av den befintliga naturliga jordarten, i detta fall en grusig sandig morän, där transporttiderna blir långsammare. Dessa två vägar representeras av väg 897 och 875 i Småland. Flertalet av de andra vägarna hamnar i ett mellanskikt där det är svårt att göra någon specifik kategorisering i typvägar. Alla lokaler visar stor heterogenitet i vägrenen och i transportmönstret, vissa med mycket tydliga flödeskanaler, vilket inte alltid är så lätt att förutsäga.

Alla vägar som undersökts visar på relativt snabba transportider i vägrenen och stödremsan. Om infiltration i vägren uppkommit i känsliga områden bör åtgärder (ev. uppgrävning) oftast vidtas inom ½-1 timme. Det rekommenderas därför i första hand att tillse så att släckvatten och andra föroreningar förhindras att nå vägren i möjligaste mån eftersom flödesbanorna kan vara svåra att förutse.

Eftersom många av mätningarna visade sig vara klart platsspecifika så bör en noggrann kartering av känsliga objekt göras i förväg för att med säkerhet kunna bedöma risken för grundvattenpåverkan vid eventuella olyckor. Speciellt vid modernt uppbyggda vägar med makadam i stödremsan och vägrenen kommer infiltrationen och transporten vidare ner i marken vid stora utsläpp att vara betydligt snabbare än vad som kan antas om man endast utgår från befintliga jordartskartor. Jordartskartor etc. räcker således inte för åtgärdsplanering vid olyckor på modernt uppbyggda vägar men är naturligtvis av stort intresse för analys av spridning av föroreningar som tillförs utanför den uppbyggda vägkroppen samt för de fall vägen är uppbyggd på eller av naturligt lokalt jordartsmaterial. Information om vägkroppens uppbyggnad och vägrenens hydrauliska egenskaper bör således tas fram och finnas tillgänglig, speciellt vid känsliga objekt där grundvattnets kvalité kan hotas.

Metodiken med geoelektriska spårämnesförsök fungerar väl för att beskriva heterogeniteten i vägrenen och flödesbanorna. Fördelar med geoelektriska mätningar är att dessa inte kräver dyrbara och markskadande installationer, liksom att representativa flödeshastigheter och flödesvägar kan erhållas även i hydrauliskt heterogena miljöer. Alla de tre metoderna som använts för att beräkna transporttiden i vägrenen (dynamiska modelleringar, analytiska beräkningar, resistivitetsmätningar) bekräftar snabba transporttider i vägren och stödremsa. Genom att kombinera upprepade resistivitetsmätningar med dynamiska modelleringar som visar förändringar med tiden kan transporten av vattenburna föroreningar i den vägnära miljön och påverkan på grundvattnet således bedömas på ett kostnadseffektiv och säkert sätt.

Vi rekommenderar att det genomförs likartade spårämnesförsök och modellberäkningar där vägar passerar känsliga objekt såsom grundvattentäkter för att lokalt kartlägga den saneringstid som finns tillgänglig samt utifrån detta planera lämpliga skyddsåtgärder.

Med erfarenheter från de undersökningar som gjorts bör även elektroduppställningar med betydligt större djuppenetration (>3 m) testas för att därigenom kunna följa om föroreningspulsen fortsätter in i underliggande naturliga jordlager eller transporteras längs vägsträckningen.

7. Referenser

Aaltonen, J. 2001: Ground Monitoring using Resistivity Measurements in Glaciated Terrains. Doctoral Thesis. *Div.of Land and Water Resources, KTH, Stockholm. TRITA-AMI PHD 1042*.

Ekblad, J., Isacsson, U. 2007: Time-domain reflectometry measurements and soil-water characteristic curves of coarse granular materials used in road pavements. Can. Geotech. J. 44, 858-872.

Espeby, B. & Gustafsson, J.P. 1998: Vatten och ämnestransport I den omättade zonen. En kunskapsöversikt. TRITA-AMI Rapport 3038. Avd för mark- och vattenresurser, Inst för anläggning och miljö, Kungliga Tekniska Högskolan.

Gontier, M. 2001: Vulnerability assessment for di-icing salt contamination of private wells: MSc thesis. *Dept of civil and environmental engineering, Royal Institute of Technology. Thesis Report series 2001:12*

Gontier, M., Olofsson, B. 2002: Areell sårbarhetsbedömning för grundvattenpåverkan av vägförorening. *Rapport till Vägverket 2002-09-05. KTH, Inst för Mark- och Vattenteknik, Stockholm*

Jansson, P.-E., Karlberg, L. 2004: Coupled Heat and Mass Transfer Model for Soil-Plant-Atmosphere Systems. Royal Institute of Technology, Dept of Land and Water Resources Engineering, Stockholm, 435 pp. (ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf)

Jansson, P.-E., Moon, D.S. 2001: A coupled model of water, heat and mass transfer using object orientation to improve flexibility and functionality. *Environmental Modelling & Software 16, 37-46.*

Knutsson, G., Maxe, L., Olofsson, B., Jacks, G., Eriksson, A. 1998: The origin of increased chloride content in the groundwater at Upplands Väsby. *In* Nystén, T., & Suokko, T., 1998: Deicing and dustbinding - risk to aquifers (D&D98). *Nordic Hydrological Programme (NHP), Report no 43, pp 223-231.*

Källström, H., Mourujärvi, H. 1999: Teknik vid kemikalieolycka. Räddningsverket, Rapport U30-582/99.

Loke, M.H. 2007: RES3DINV. Rapid 3-D Resistivity and IP inversion using the least-squares method. Manual, Geotomo Software, Malaysia.

Lundmark, A. 2005: Modeling the impact of deicing salt on soil water in a roadside environment. Licentiate thesis, *TRITA-LWR-LIC 2024. Dept of Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm*

Lundmark, A. 2008: Monitoring tranport and fate of de-icing salt in the roadside environment – Modelling and measurements. *TRITA-LWR PHD 1038, Doctoral thesis, Dept of Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology*.

Lundmark, A., Jansson, P.-E. 2008: Regional GIS-linked model to monitor the environmental impacts of de-icing salt. In Lundmark (2008). Monitoring transport and fate of de-icing salt in the roadside environment – Modelling and field measurements. TRITA-LWR PHD 1038, Doctoral thesis, Dept of Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology.

Lundmark, A., Olofsson, B. 2007: Chloride deposition and distribution in soils along a deiced highway – assessment using different methods of measurement. *Water, Air and Soil Pollution, vol 182, no 1-4, pp 173-185.*

Maxe, L., Johansson, P-O. 1998: Bedöpmning av grundvattnets sårbarhet – Utvecklingsmöjligheter. *Naturvårdsverket. Rapport 4852*.

McCarthy, J., Maxe, L., Ojala, L. 2006: Markanvändning i områden med viktiga grundvattenförekomster – indikatorförslag. *Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) Rapport 2006:4*

Nystén, T. 1998: Transport processes of road salt in Quaternary formations. *In* Nystén, T., & Suokko, T., 1998: Deicing and dustbinding - risk to aquifers (D&D98). *Nordic Hydrological Programme (NHP), Report no 43, pp 31-40.*

Ohlén, G., Larsson, N. 2000: Räddningstjänst vid olyckor med frätande ämnen. *Räddningsverket Rapport U30-600/00.*

Ojala, L., Mellqvist, E. 2004: Vägsalt – användning och påverkan på grundvattnet. *SGU rapport 2004:13.*

Olofsson, B., Lundmark, A. 2009: Monitoring the impact of de-icing salt on roadside soils with time-lapse resistivity measurements. E*nvironmental Geology, vol 47, no 1, pp 217-229*

Olofsson, B., Sandström, S. 1998: Increased salinity in private drilled wells in Sweden – natural or manmade? *In* Nystén, T., Suokko, T., (eds) Deicing and dustbinding – risk to aquifers. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland, October 14-16, 1998. *Nordic Hydrological Programme (NHP), report no. 43, pp 75-81.*

Paulsson, T. 2007: Infiltration i vägdiken (preliminär titel). Examensarbete. Inst för Mark och Vattenteknik, KTH (manuskript).

Rosén, L. 1991: Sårbarhetsklassificering av grundvatten. Geohydrologiska Forskningsgruppen, *Chalmers Tekniska Högskola. Meddelande 92.*

Rosén, L. 1995: *Estimations of Hydrogeological Properties in Vulnerability and Risk Assessments.* Göteborg : *Chalmers University of Technology*.

Rosén, L. 1998: Risk analysis and pollution prevention. *In* Nystén, T., & Suokko, T., 1998: Deicing and dustbinding - risk to aquifers (D&D98). *Nordic Hydrological Programme (NHP), Report no 43, pp 93-110.*

Rosén, L. 2001: Riskanalys för att värdera och hantera hot mot vattenresurser. Förstudie. Geologiska institutionen, *Chalmers Tekniska Högskola, Rapport B 489.*

Räddningsverket 2001: Miljökunskap för räddningstjänsten. Från förebyggande till återställning. *Räddningsverket R00-237/01*.

SGU, 1999: Grundvatten av god kvalitet. Sveriges Geologiska Undersökning. Rapport till Miljömålskommitén.

Soveri, J. 1994: The effect of de-icing salts on groundwater quality in Finland. *In* Olofsson. B.(ed) Salt groundwater in the Nordic countries. Proceedings of a workshop, Saltsjöbaden, Sweden, Sept.30-Oct.1, 1992. *Nordic Hydrological Programme, NHP Report no 35, pp 117-126.*

Thunqvist, E-L. 2000: Pollution of groundwater and surface water by roads – with emphasis on the use of deicing salt. Licentiate thesis *TRITA-AMI-LIC 2054. Dept of Civil and Environmental Engineering. Royal Institute of Technology, Stockholm.*

Thunqvist, E-L. 2003: Estimating chloride concentration in surface water and groundwater due to deicing salt applications. PhD thesis *TRITA-LWR-PHD 1006. Dept of Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm*

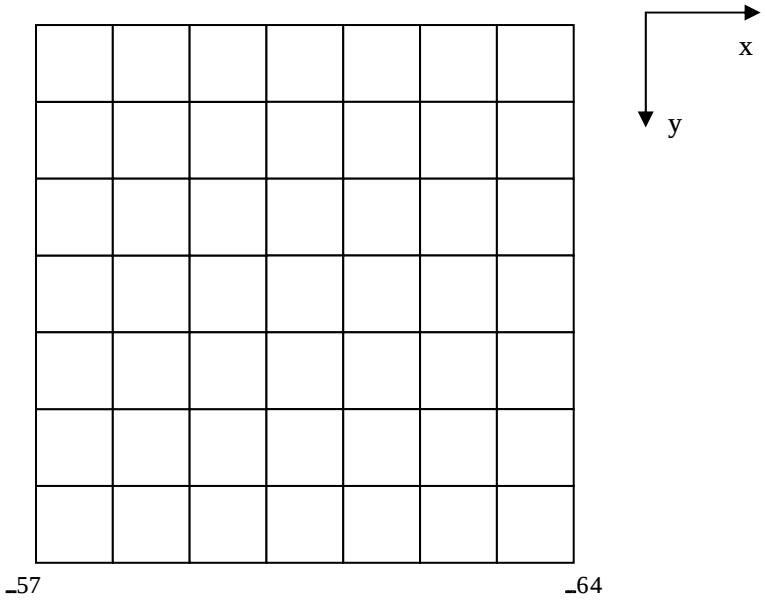
Vägverket, 1998: Förorening av vattentäkt vid vägtrafikolycka – hantering av risker med petroleumutsläpp. *Vägverket Publ 1998:064*.

Åsman, M., Ojala, L. 2004: Identifiering av geologiska formationer av nationell betydelse för vattenförsörjning. Sveriges Geologiska Undersökning (SGU), *Rapporter och meddelanden nr 115.*

Bilaga 1: Resultat från pilotstudier

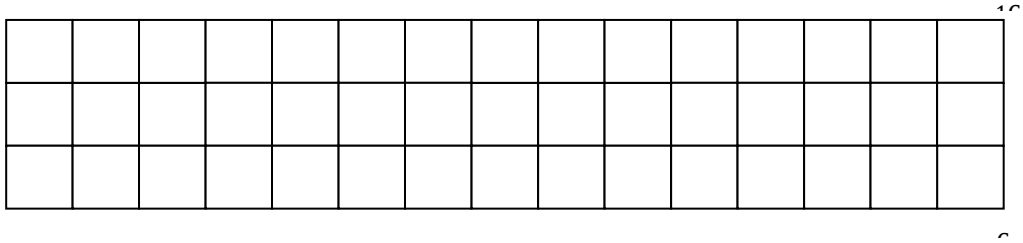
Elektroduppställningar

De elektroduppställningar som använts I pilotförsöken har varit 8x8 samt 4x16 elektroder



.

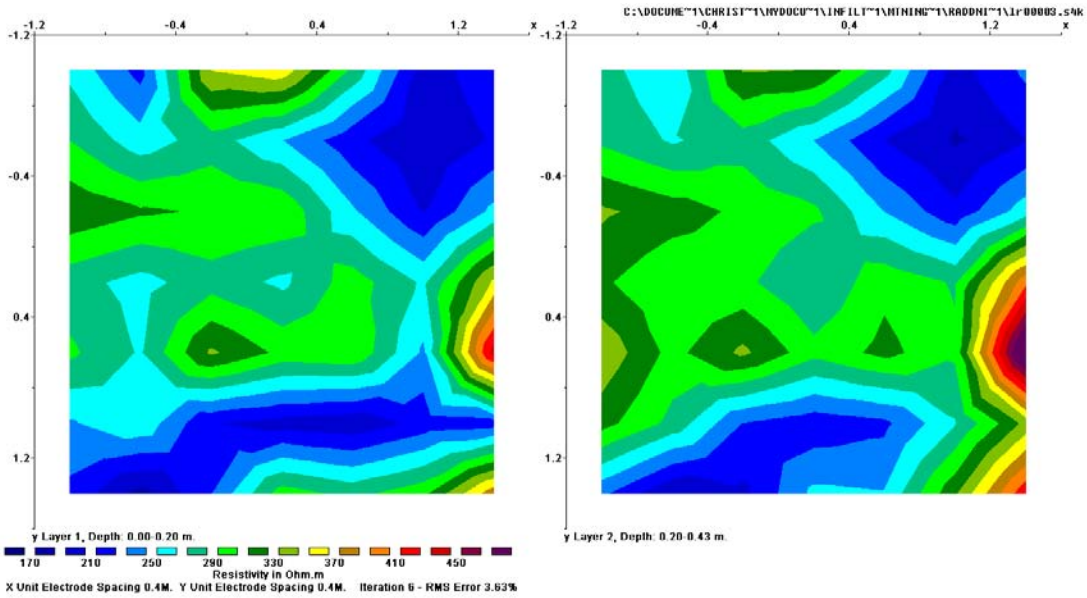
Figur 1:1 8x8-elektroduppsättning med elektrodnumrering



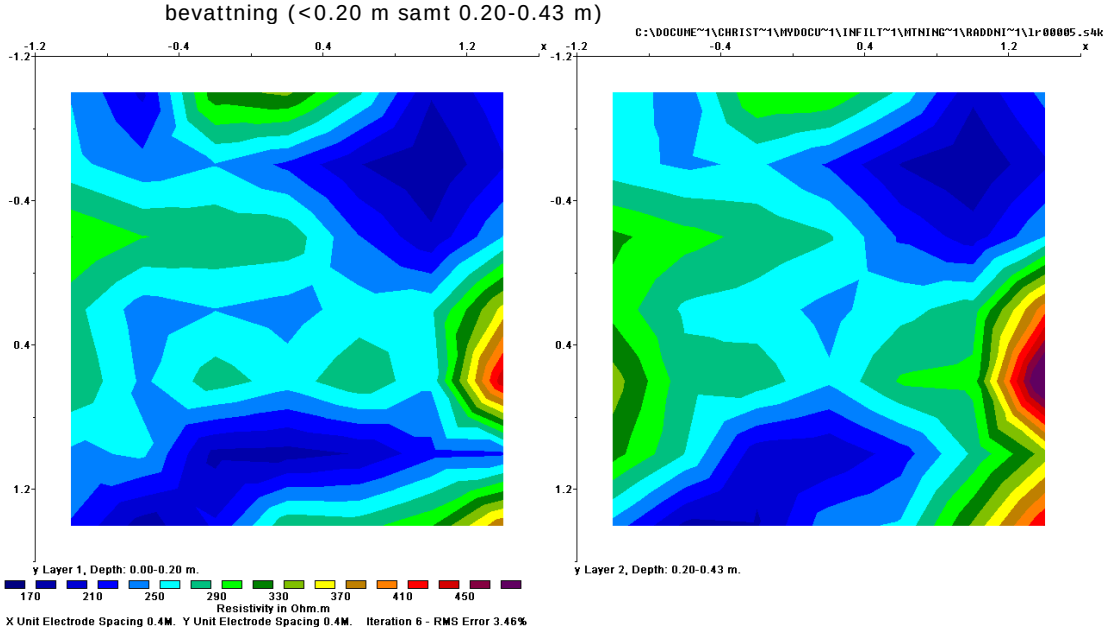
Figur 1:2 4x16-elektroduppsättning med elektrodnumrering

8X8 Gradientmätningar

XY

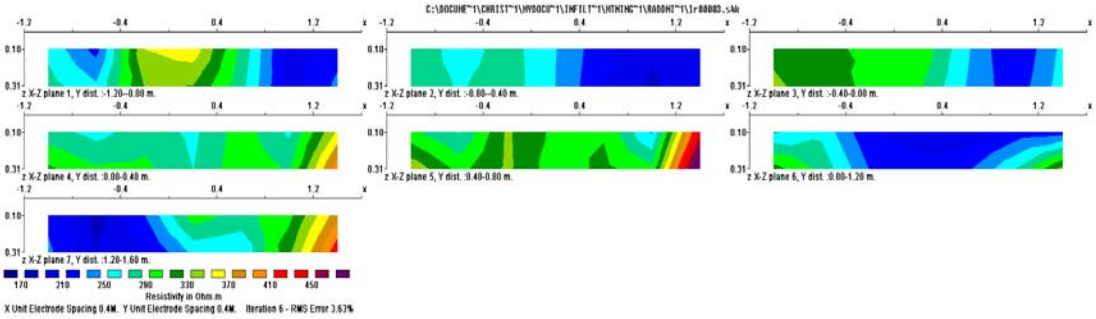


Figur 1:3 Horisontella plan av inversmodell för 8X8 gradientmätning innan bevattning (<0.20 m samt 0.20-0.43 m)

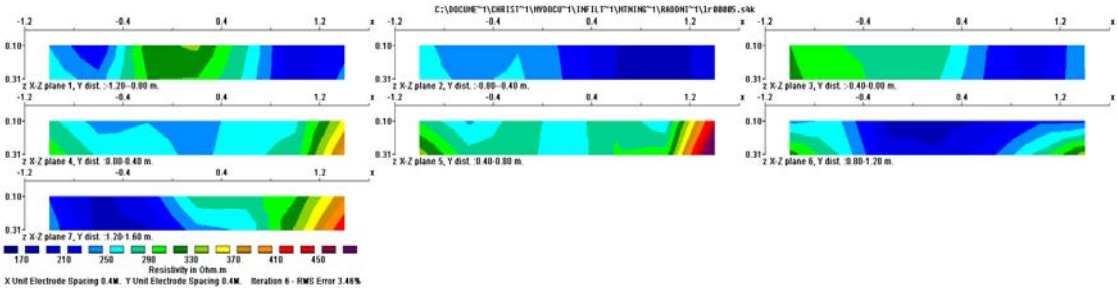


Figur 1:4 Horisontella plan av inversmodell för 8X8 gradientmätning efter bevattning (<0.20 m samt 0.20-0.43 m)

XZ

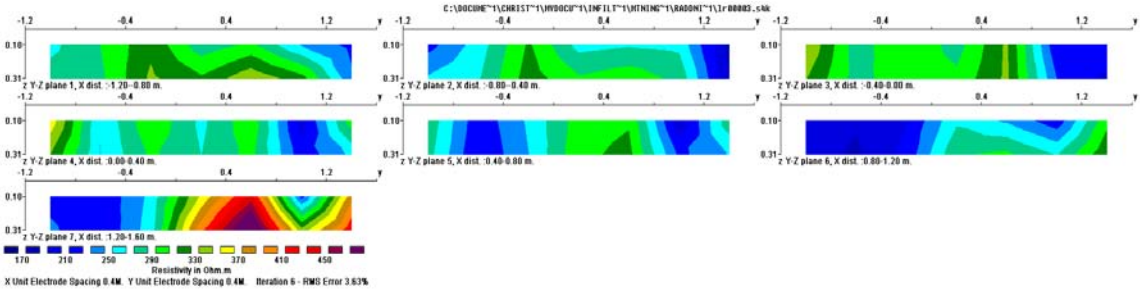


Figur 1:5 Vertikala plan i XZ-led för 8x8 gradientmätning innan bevattning

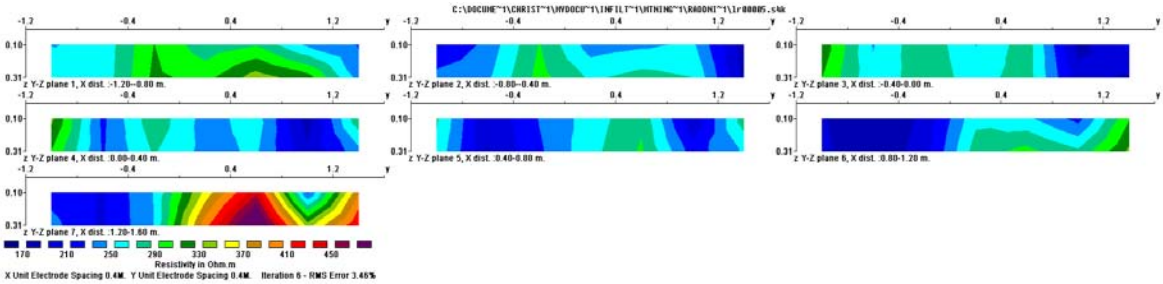


Figur 1:6 Vertikala plan i XZ-led för 8x8 gradientmätning efter bevattning

YZ



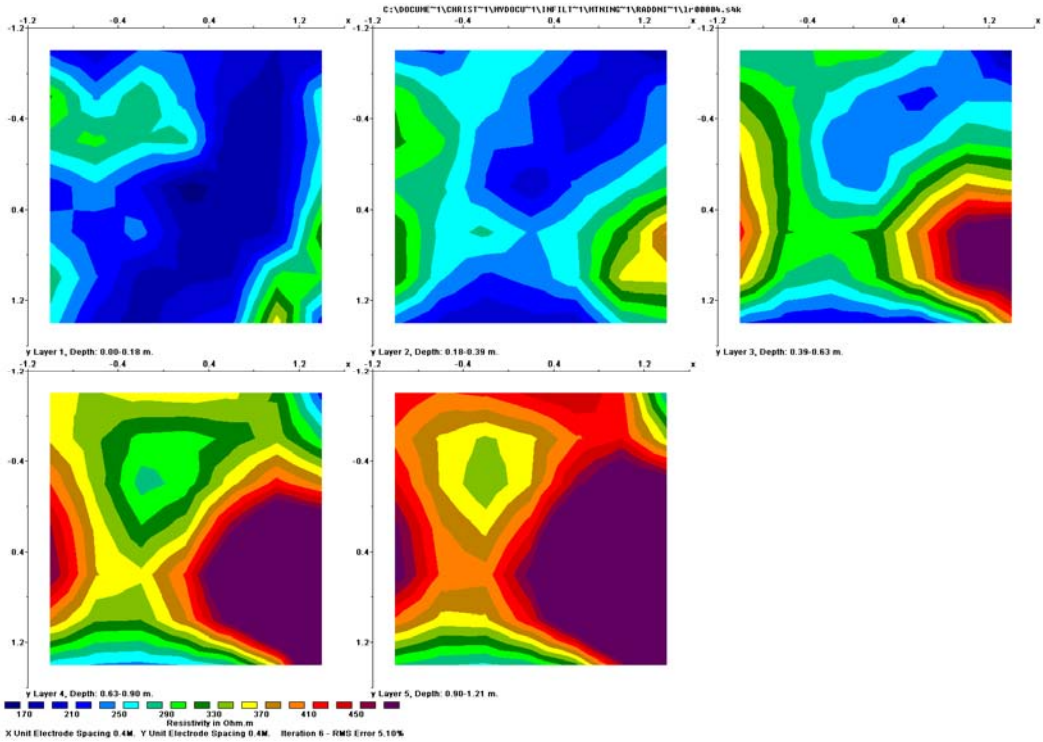
Figur 1:7 Vertikala plan i YZ-led för 8x8 gradientmätning innan bevattning



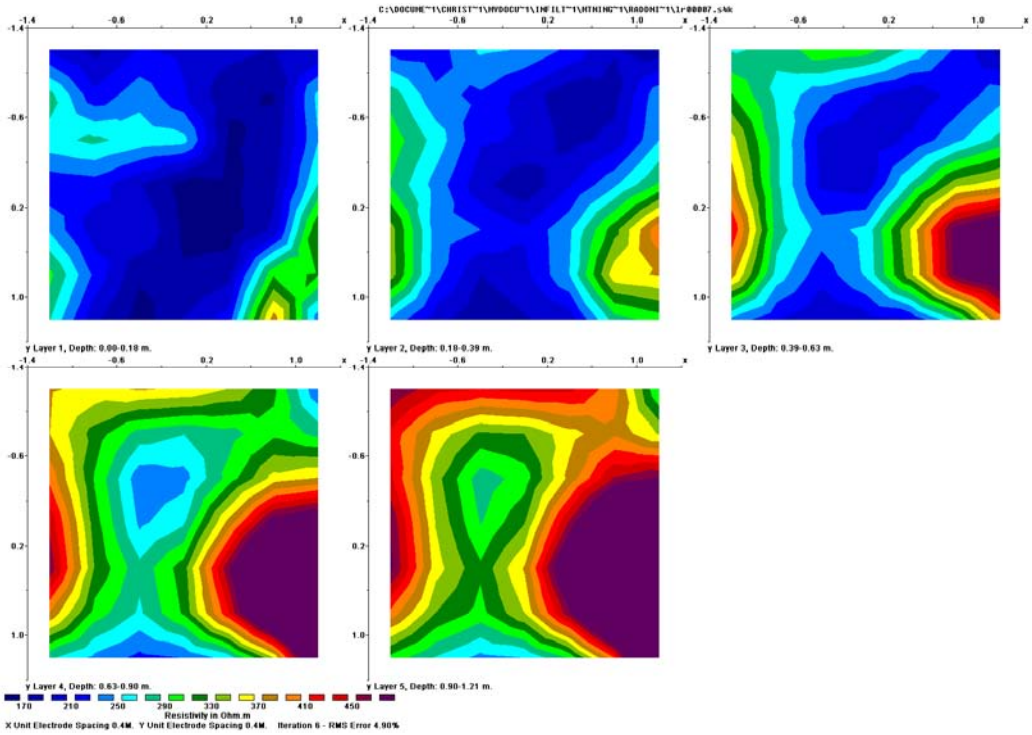
Figur 1:8 Vertikala plan i YZ-led för 8x8 gradientmätning efter bevattning

8X8 Pol-Dipol mätningar

XY

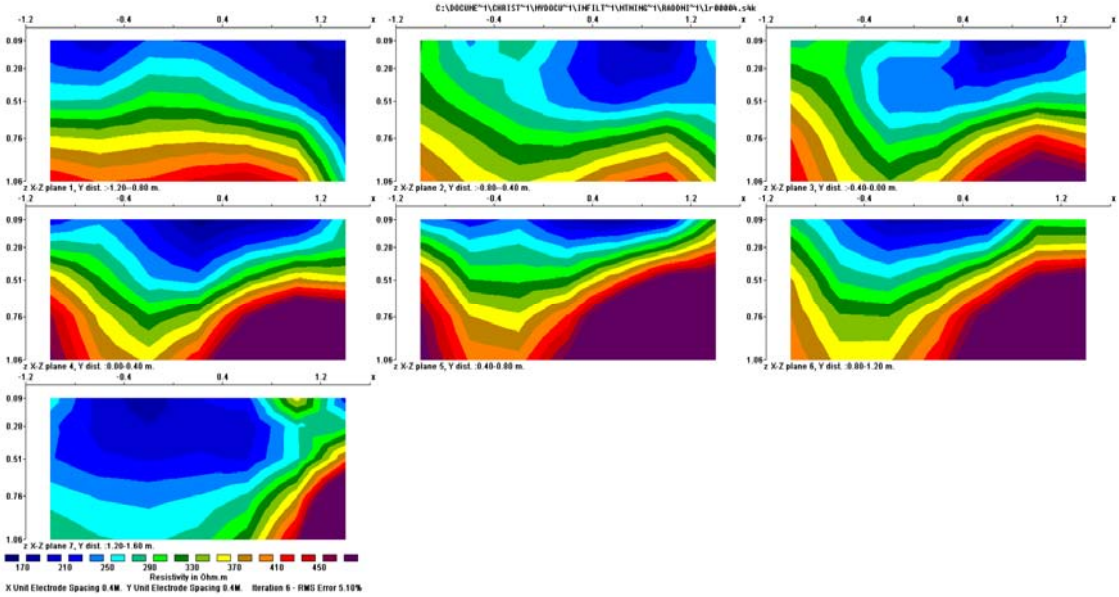


Figur 1:9 Horisontella plan av inversmodell för 8X8 pol-dipolmätningar före bevattning

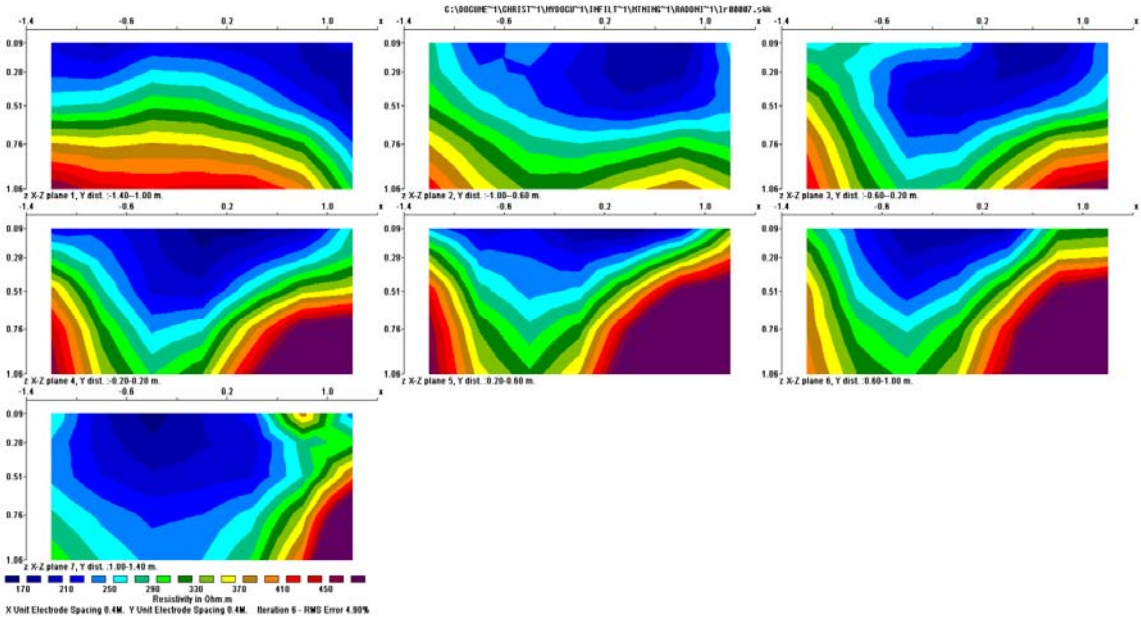


Figur 1:10 Horisontella plan av inversmodell för 8X8 pol-dipolmätningar efter bevattning

XZ

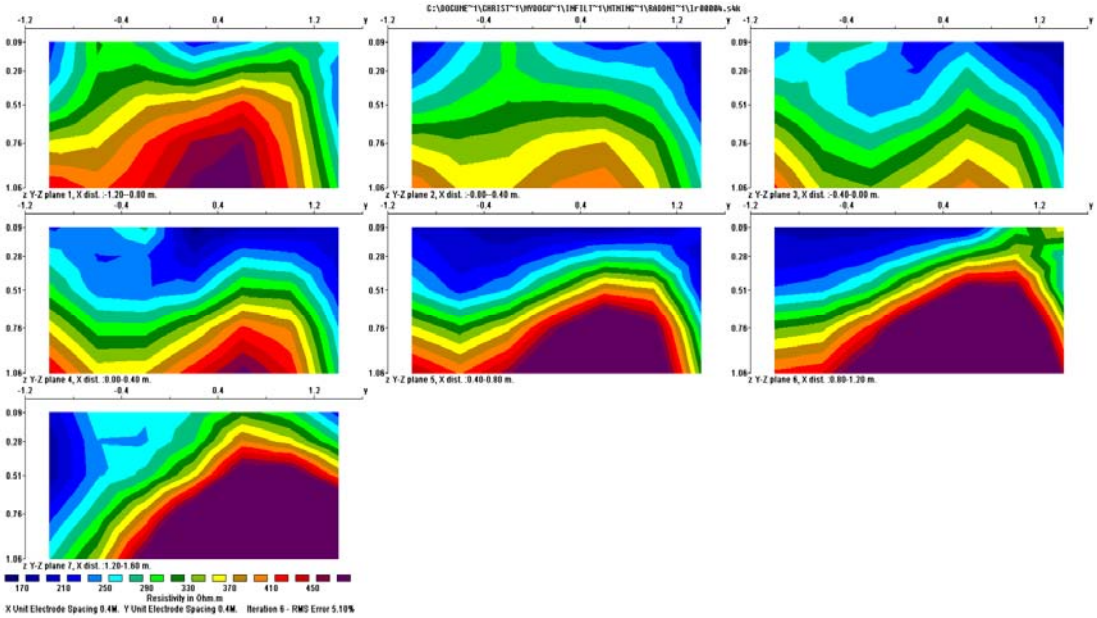


Figur 1:11 Vertikala plan i XZ-led för 8x8 pol-dipolmätning före bevattning

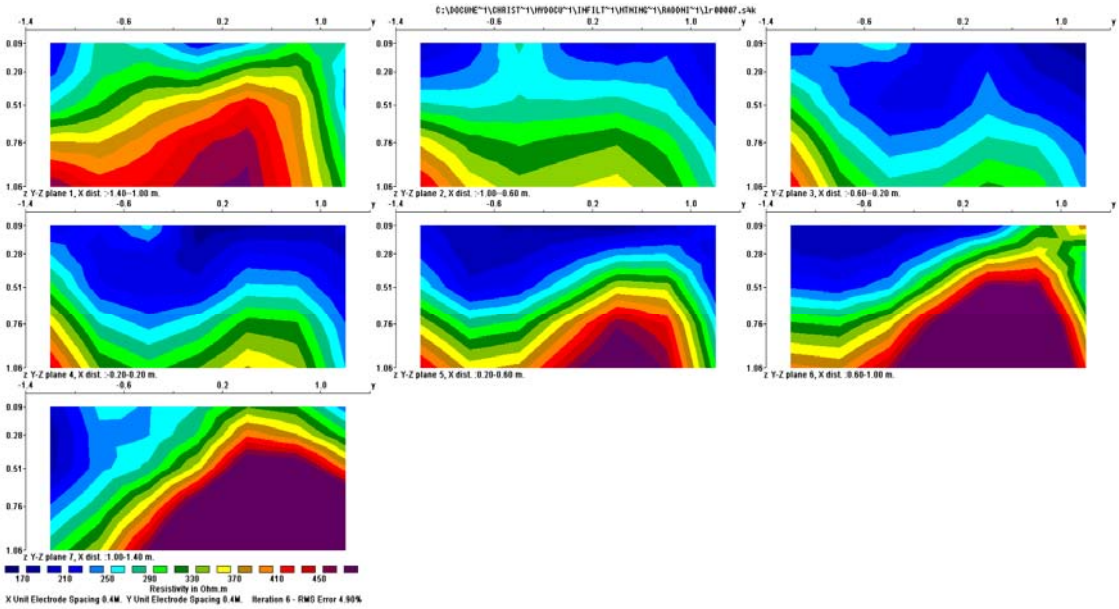


Figur 1:12 Vertikala plan i XZ-led för 8x8 pol-dipolmätning efter bevattning

YZ



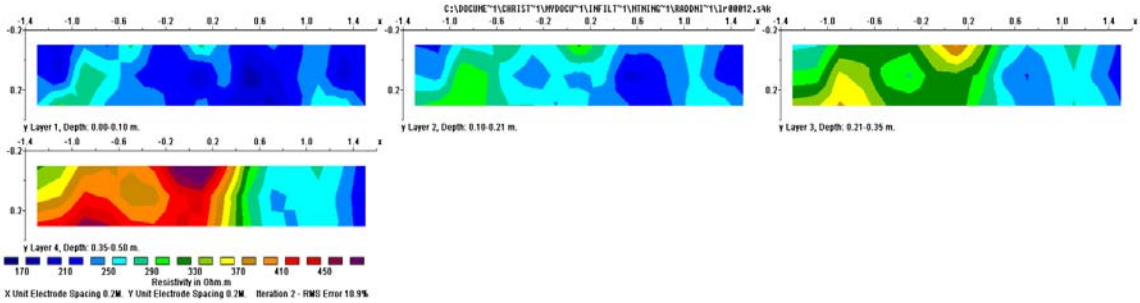
Figur 1:13 Vertikala plan i XY-led för 8x8 pol-dipolmätning före bevattning



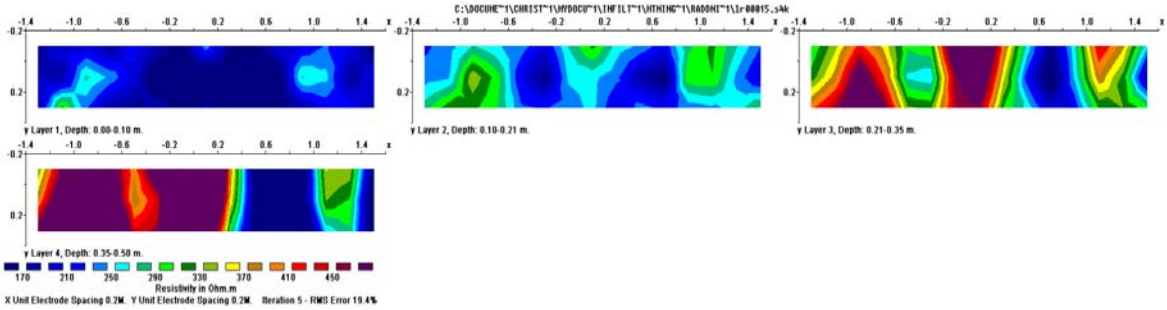
Figur 1:14 Vertikala plan i XY-led för 8x8 pol-dipolmätning efter bevattning

4x16 Gradientmätningar

XY

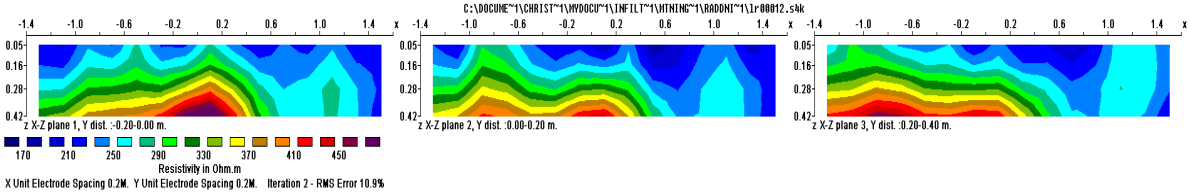


Figur 1:15 Vertikala plan i XY-led för 4x16 gradientmätning före bevattning

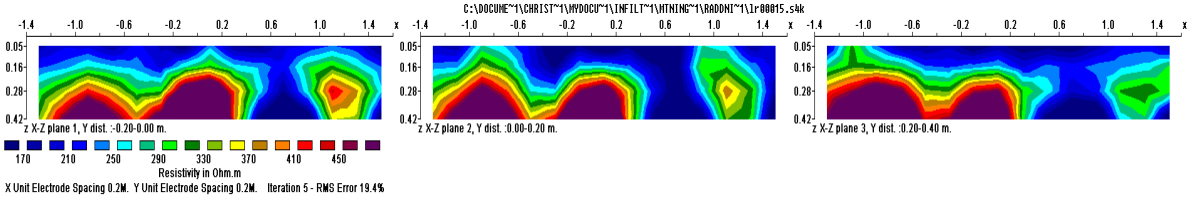


Figur 1:16 Vertikala plan i XY-led för 4x16 gradientmätning efter bevattning

XZ



Figur 1:17 Vertikala plan i XZ-led för 4x16 gradientmätning före bevattning



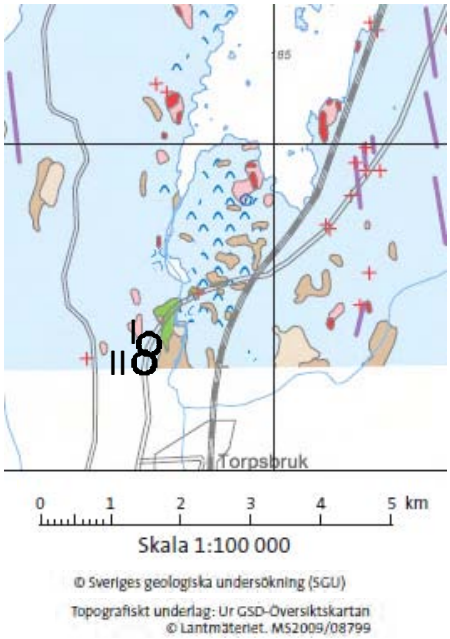
Figur 1:18 Vertikala plan i XZ-led för 4x16 gradientmätning efter bevattning

Bilaga 2: Lokalbeskrivningar

Väg 126 I och II, Småland

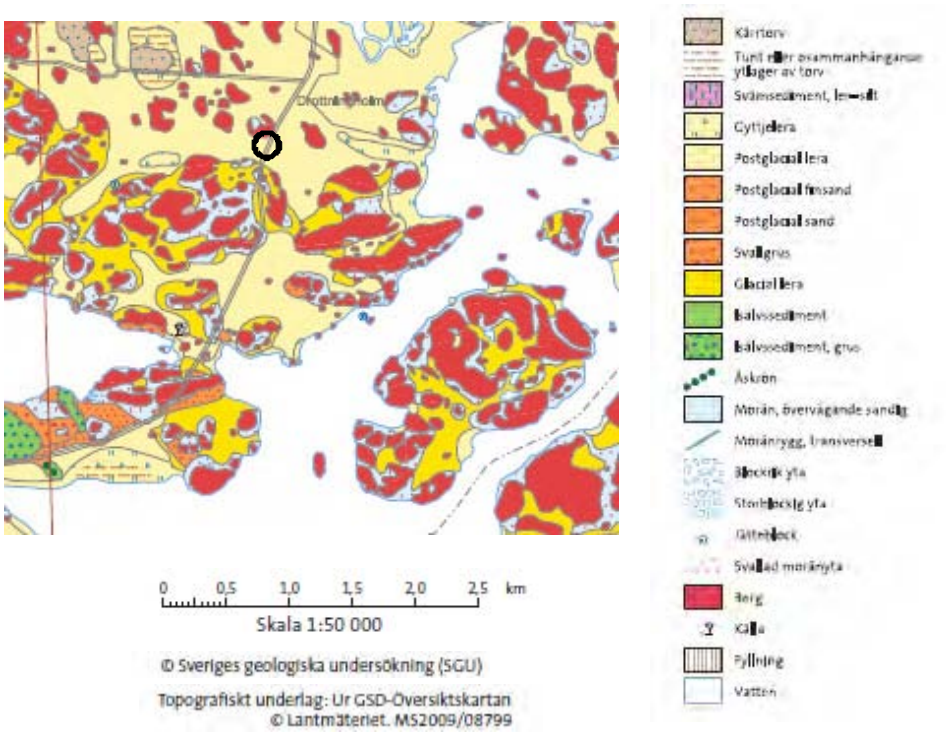
Väg 126 I

Väg 126 II



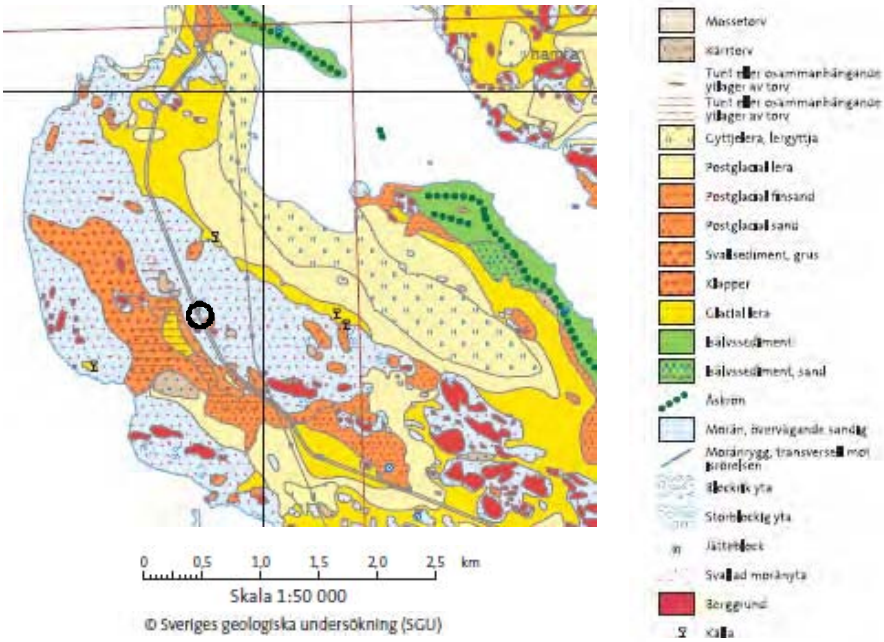
Figur 2:1 Foton över mätplatserna vid väg 126 I och II i Småland och jordartskarta som visar geologin i området. Mätplatserna är inringade.

Väg 261, Ekerövägen, Lovön, Stockholmsområdet



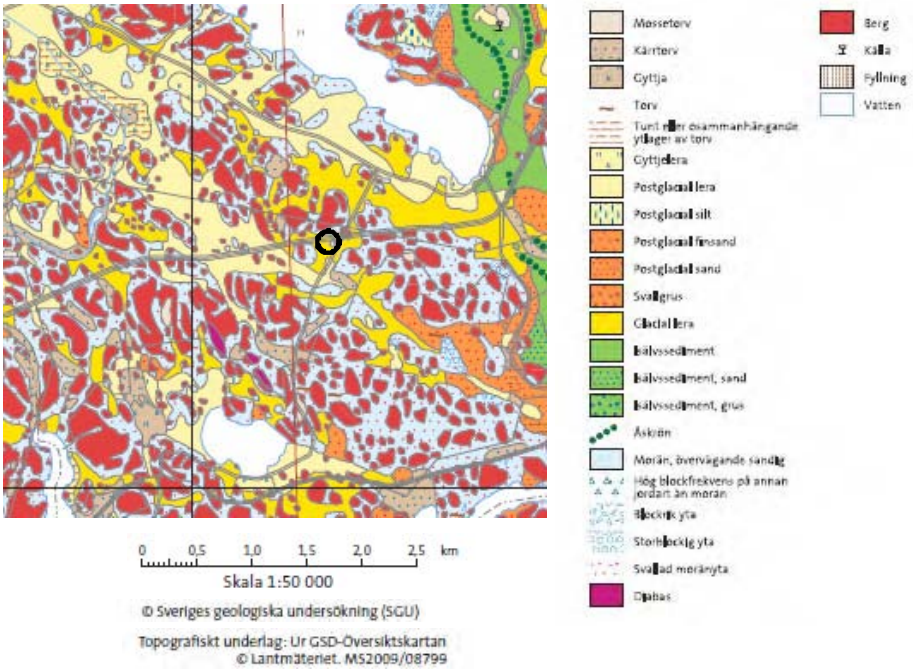
Figur 2:2 Foton över mätplatserna vid väg 261 Ekerövägen vid Lovön, Stockholmsområdet, och jordartskarta som visar geologin i området. Mätplatsen är inringad.

Väg 261, Ekerövägen, Ekerö Rasta, Stockholmsområdet



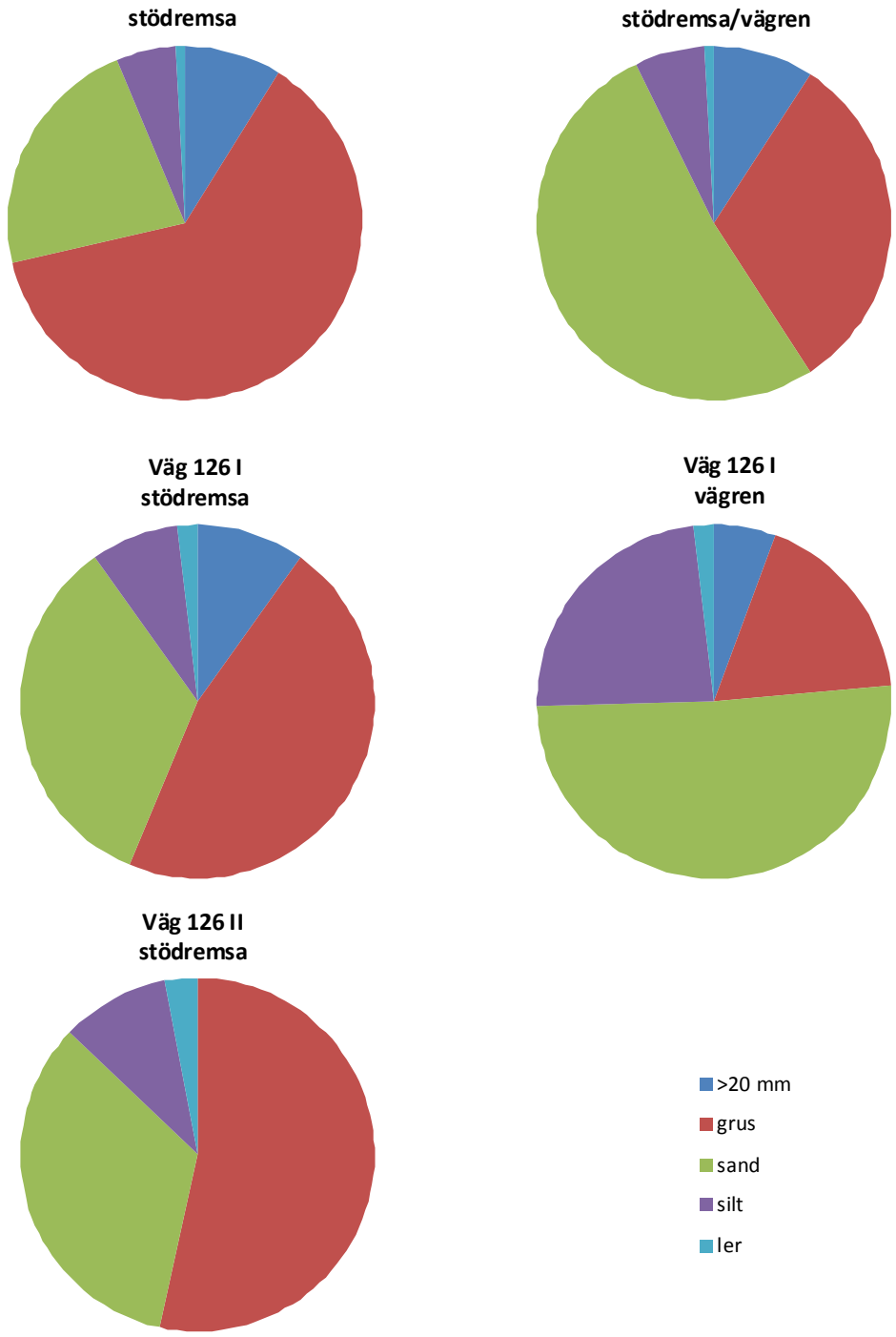
Figur 2:3 Foton över mätplatserna vid väg 261 Ekerövägen vid Ekerö Rasta, Stockholmsområdet, och jordartskarta som visar geologin i området. Mätplatsen är inringad.

E4/E20 Salem, Stockholmsområdet

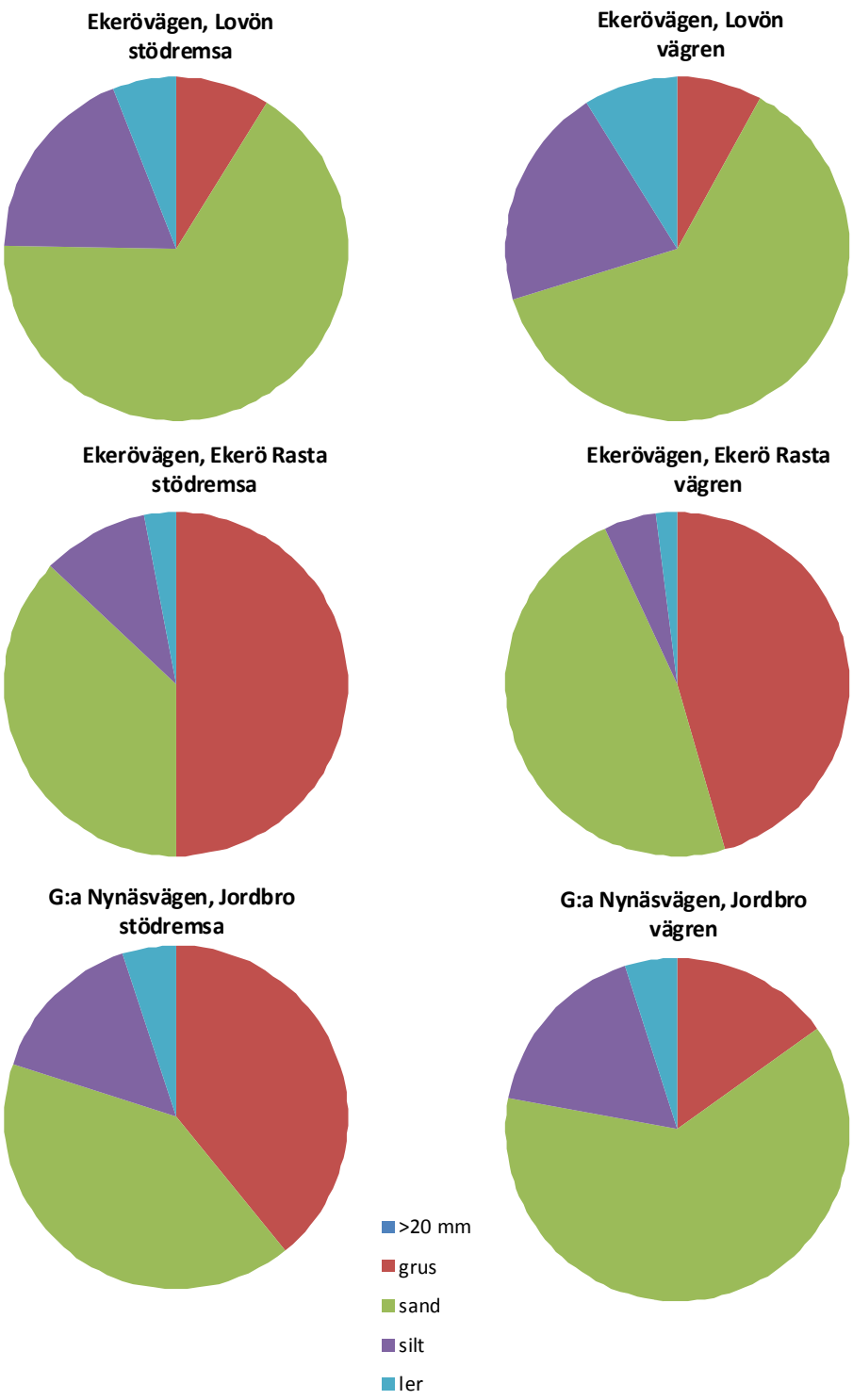


Figur 2:4 Foton över mätplatserna vid väg E4/E20 Salem, Stockholmsområdet, och jordartskarta som visar geologin i området. Mätplatsen är inringad.

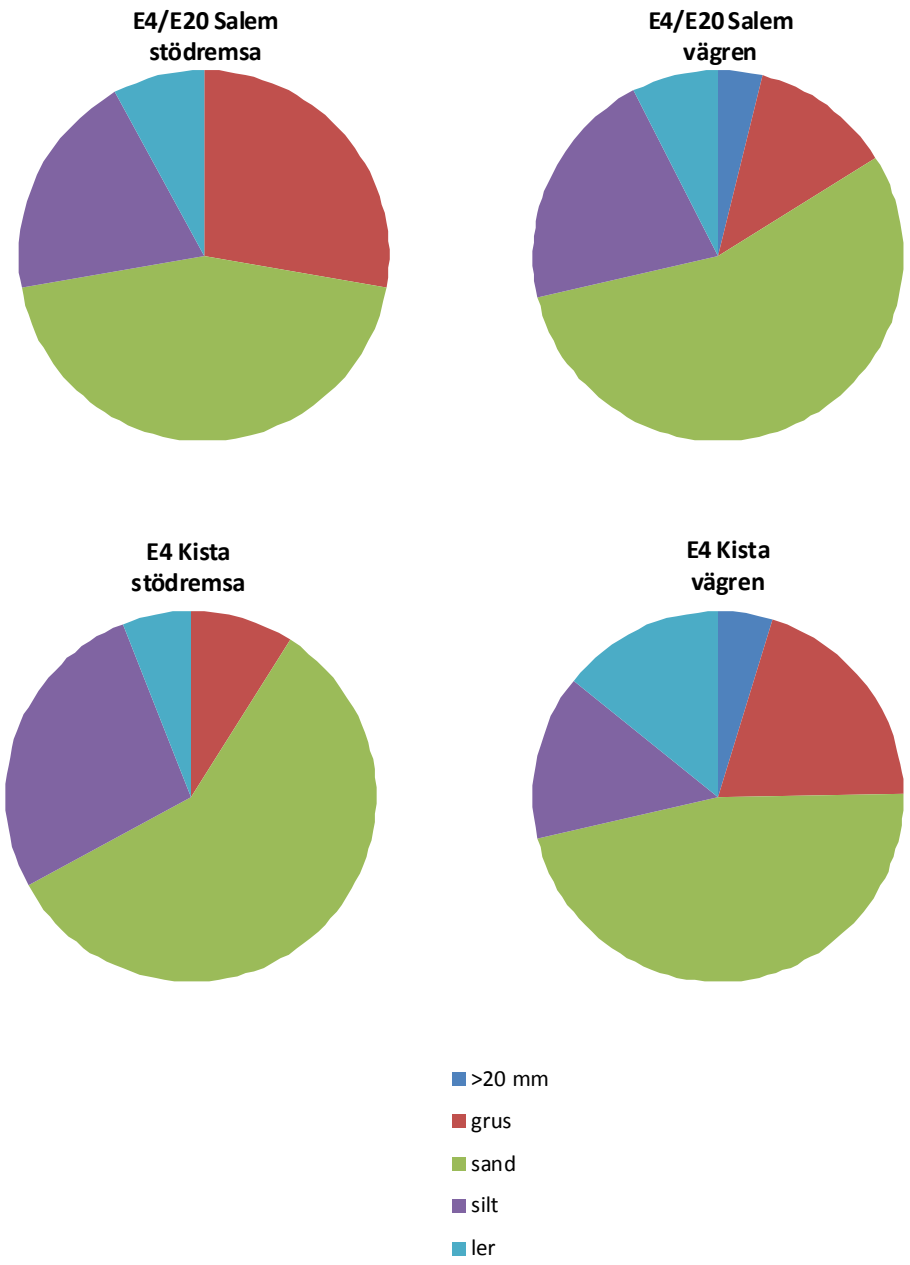
Bilaga 3: Resultat från texturanalys



Figur 3:1 Kornstorleksfördelning enligt gjord texturanalys för mätlokalerna i Småland.

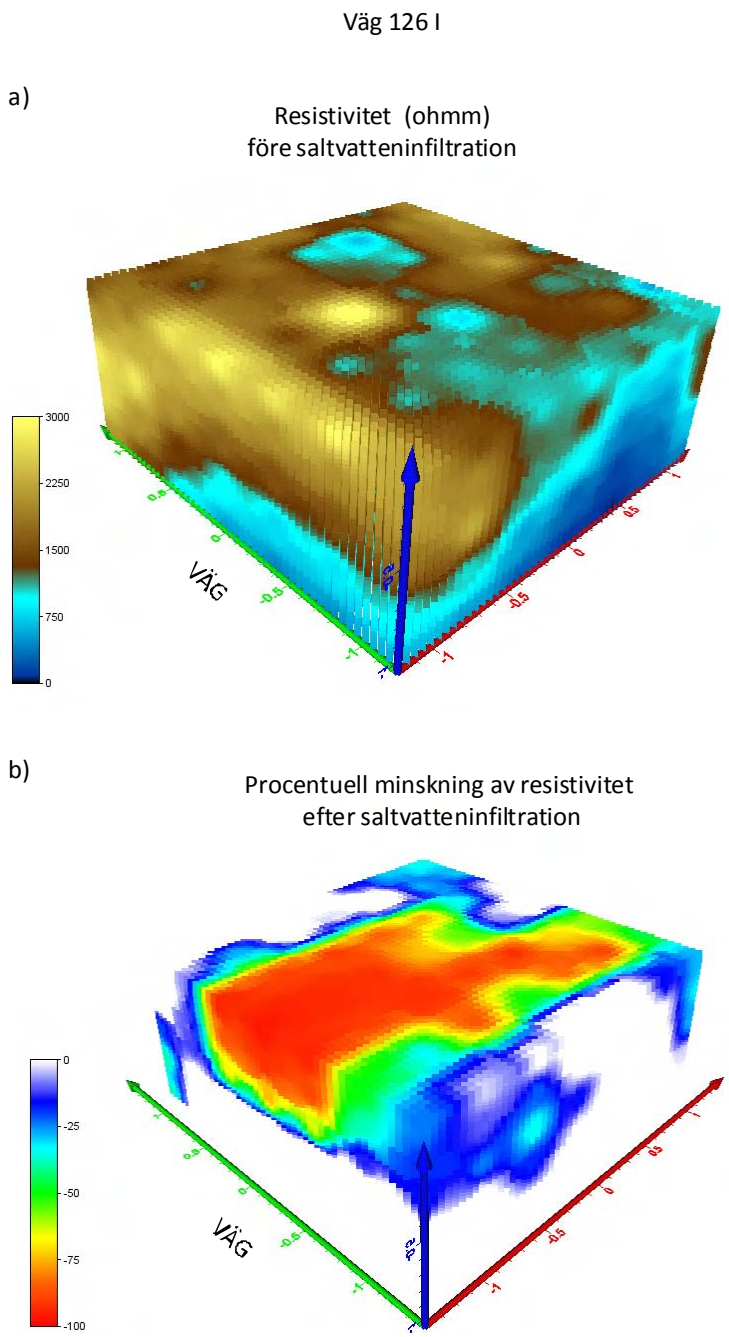


Figur 3:2 Kornstorleksfördelning enligt gjord texturanalys för tre av mätlokalerna i Stockholmsområdet.

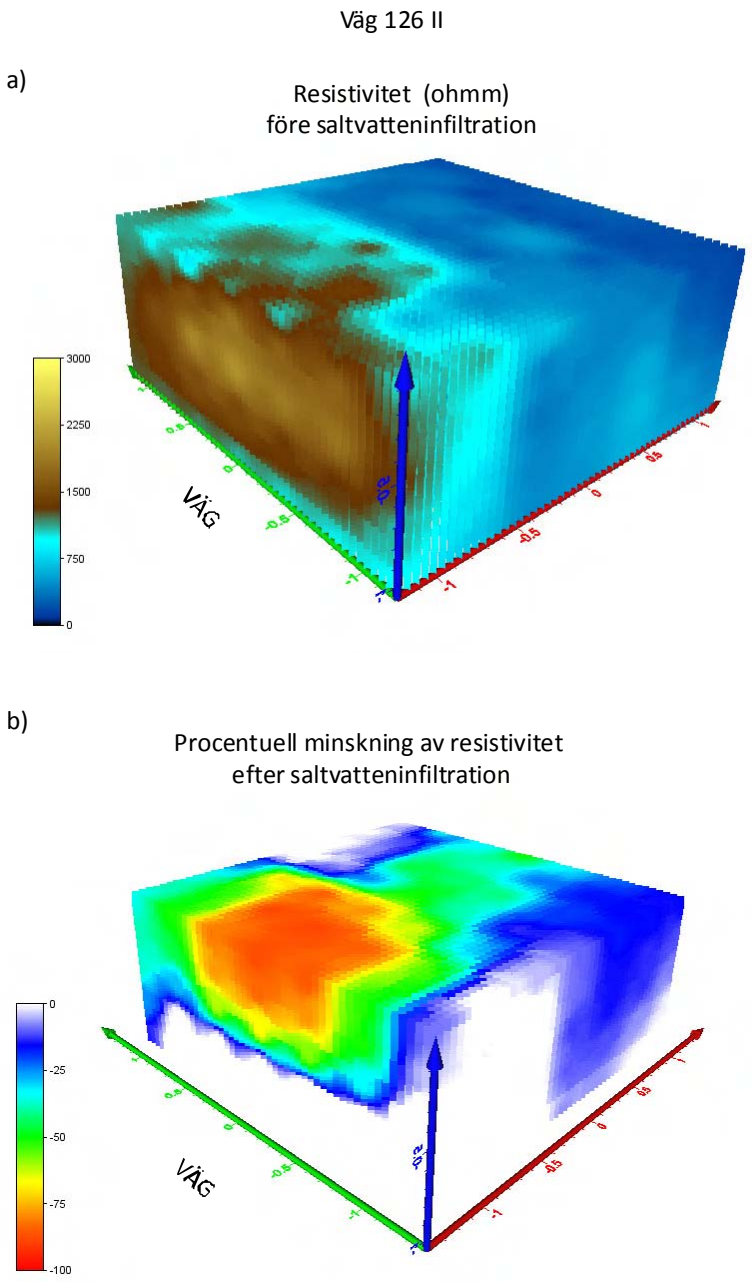


Figur 3:3 Kornstorleksfördelning enligt gjord texturanalys för två av mätlokalerna i Stockholmsområdet.

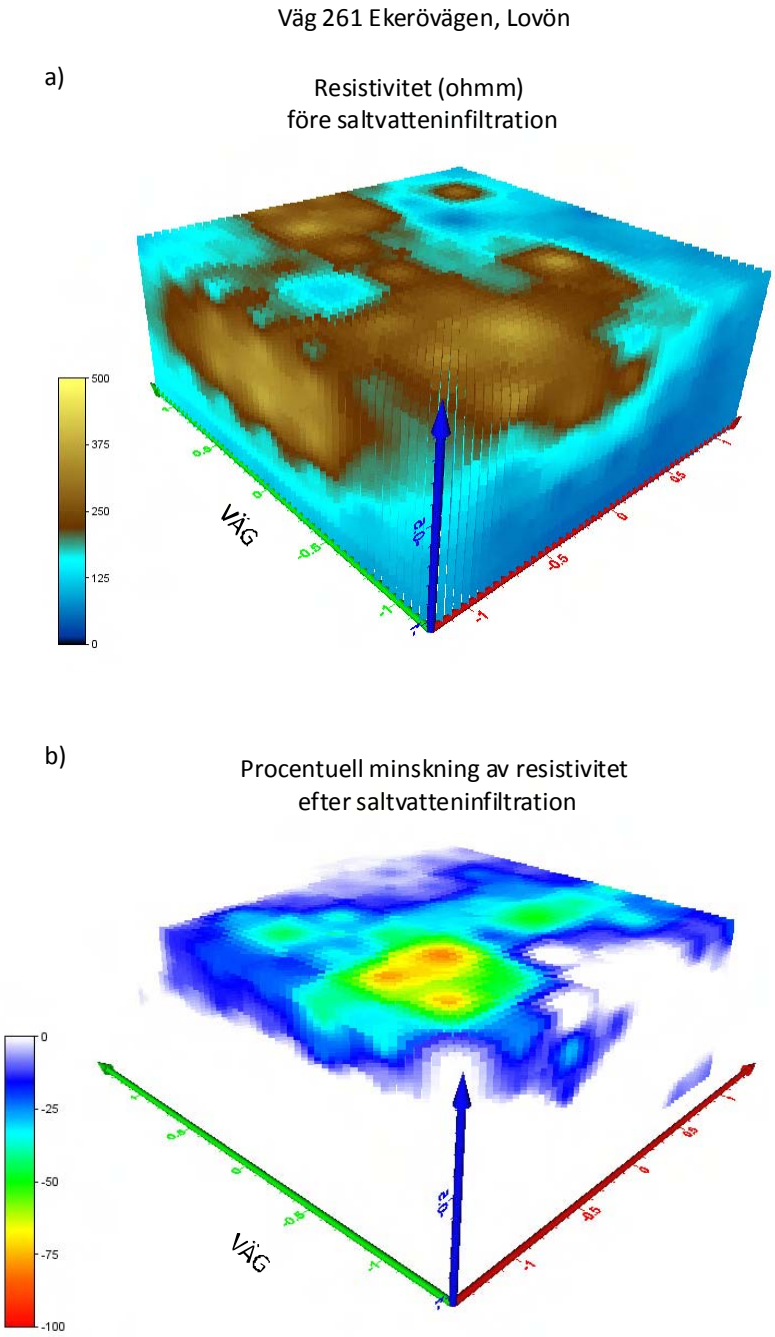
Bilaga 4: Resultat från resistivitetsmätningar



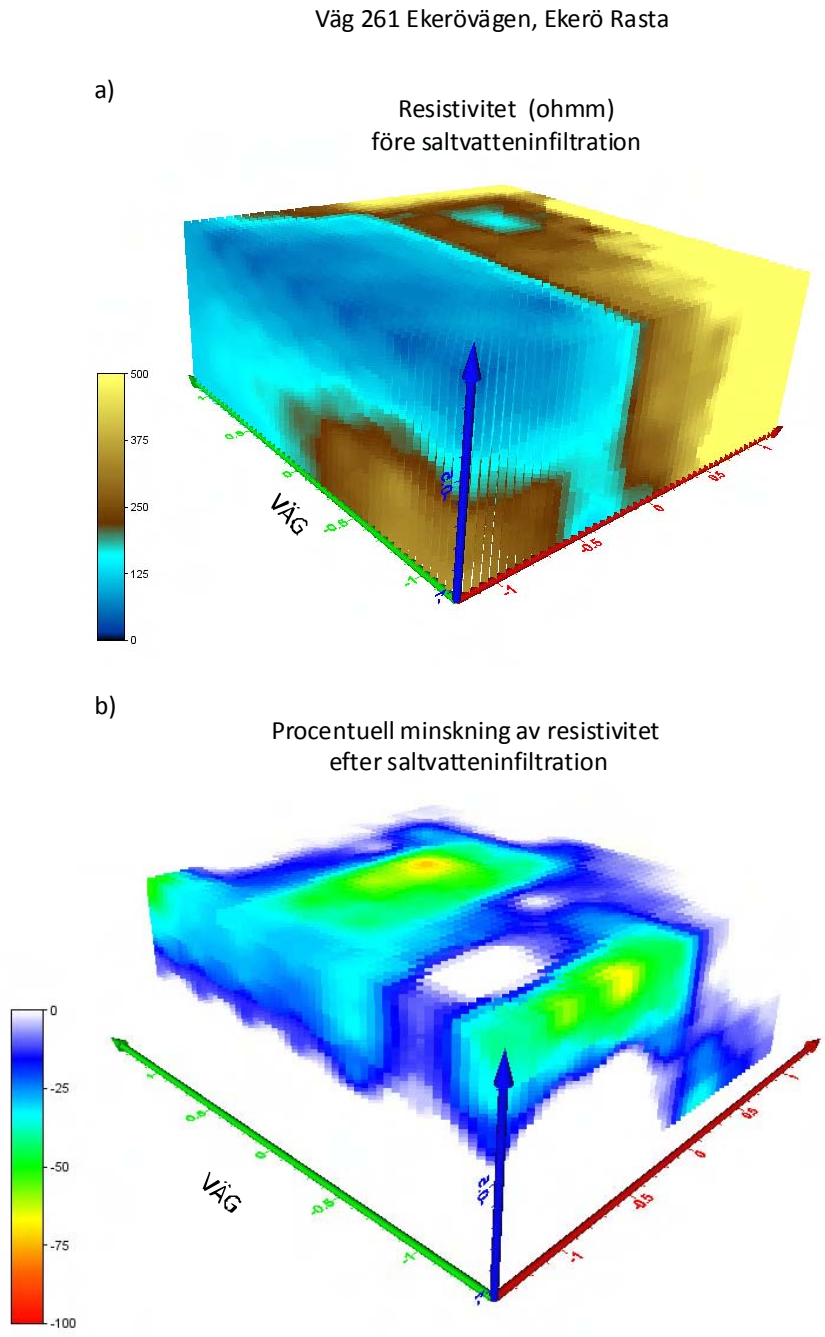
Figur 4:1 3d-plot vid väg 126 I, Småland, som visar a) resistiviteten före infiltration av saltvatten vid olika djup och avstånd från vägen och b) den beräknade minskningen av resistivitet efter saltvatteninfiltration i procent av ursprungligt värde.



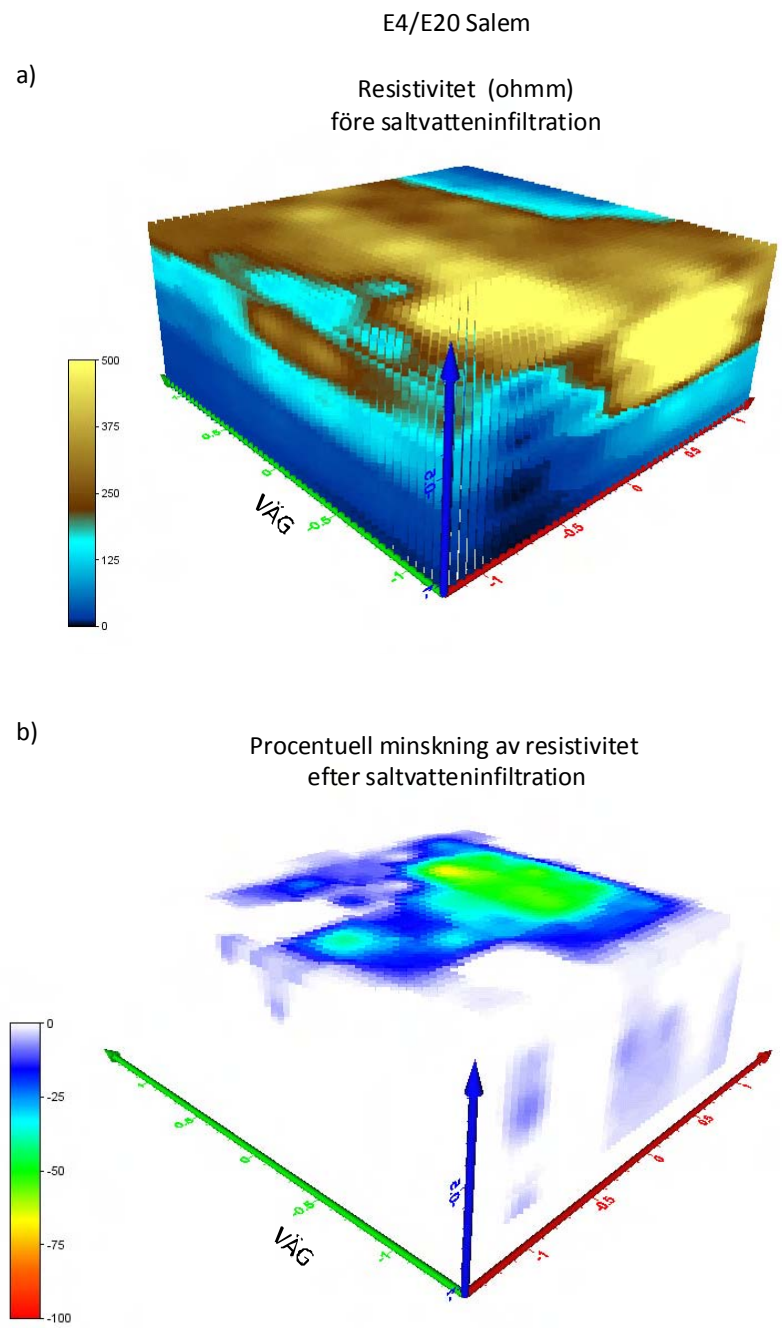
Figur 4:2 3d-plot vid väg 126 II, Småland, som visar a) resistiviteten före infiltration av saltvatten vid olika djup och avstånd från vägen och b) den beräknade minskningen av resistivitet efter saltvatteninfiltration i procent av ursprungligt värde.



Figur 4:3 3d-plot vid väg 261 Ekerövägen vid Lovön, Stockholmsområdet, som visar a) resistiviteten före infiltration av saltvatten vid olika djup och avstånd från vägen och b) den beräknade minskningen av resistivitet efter saltvatteninfiltration i procent av ursprungligt värde.



Figur 4:4 3d-plot vid väg 261 Ekerövägen vid Ekerö Rasta, Stockholmsområdet, som visar a) resistiviteten före infiltration av saltvatten vid olika djup och avstånd från vägen och b) den beräknade minskningen av resistivitet efter saltvatteninfiltration i procent av ursprungligt värde.



Figur 4:5 3d-plot vid väg E4/E20 Salem, Stockholmsområdet, som visar a) resistiviteten före infiltration av saltvatten vid olika djup och avstånd från vägen och b) den beräknade minskningen av resistivitet efter saltvatteninfiltration i procent av ursprungligt värde.

Bilaga 5: Litteraturgenomgång

Litteraturstudie

infiltrationsförsök och resistivitetsmätningar vid vägar

Annika Lundmark

KTH Mark- och vattenteknik

Maj 2008

Introduktion

En ökad kunskap om vatten- och ämnestransport i marken är väsentlig för att förstå och åtgärda föroreningar i mark och vatten som kommer från mänskliga aktiviteter. Geofysiska metoder har utvecklats för att karakterisera vattenflöden och ämnestransport i mark- och grundvatten. Tillämpningar av resistivitetsmätningar inkluderar t.ex. 1) kartering av markens heterogena uppbyggnad (Tabbagh et al., 2000), 2) mätning av grundvattnets flödeshastighet och riktning genom spårämnesförsök (White, 1988; 1994), 3) detektion av läckage från soptippar (Aaltonen & Olofsson, 2002), 4) övervakning av läckage genom jorddammar (Johansson & Dahlin, 1999), 5) övervakning av infiltration och transport av vägsalt i närheten av vägar (Leroux & Dahlin, 2005; Olofsson & Lundmark, 2008). Fokus har skiftat från mätningar vid enskilda tillfällen till mer tidsdynamiska mätningar för att studera utvecklingen över tiden.

Riskanalyser har traditionellt gjorts för att bedöma risken för trafikolyckor och för att kunna sätta in motåtgärder för att minska risken för förorening. Enkla beräkningar används ofta för att uppskatta uppehållstiden i den omättade zonen och således tiden för sanering, se t.ex. Vägverket (1998b). Highways Agency (1996) redovisar en riskanalys som inkluderar olika komponenter i en vägs dräneringssystem som kan reducera risken för förorening av vattendrag. Det rekommenderas att vägmyndigheten ser till att information om en vägs dränering finns tillgänglig för räddningsverket. Benedetto & Cosentino (2003) föreslog en metodik för att ta reda på var ett kontrollsystem behövs för att skydda mark och vatten längs en väg från förorening. Denna metodik inkluderade olika checklistor med parametrar kopplade till mark- och grundvattenegenskaper, markanvändning och konstruerade skyddsåtgärder.

Ökad kännedom om infiltrationsegenskaper och de hydrauliska transportvägarna vid sidan av vägen kan således bidra till bättre uppskattningar om risker för grund- och ytvattenförorening från vägar och trafik. Denna litteraturstudie omfattar nationella och internationella erfarenheter vad gäller infiltrations- och spårämnesförsök och resistivitetsmätningar, dels allmänt och dels specifikt för vägrenar och vägslänter.

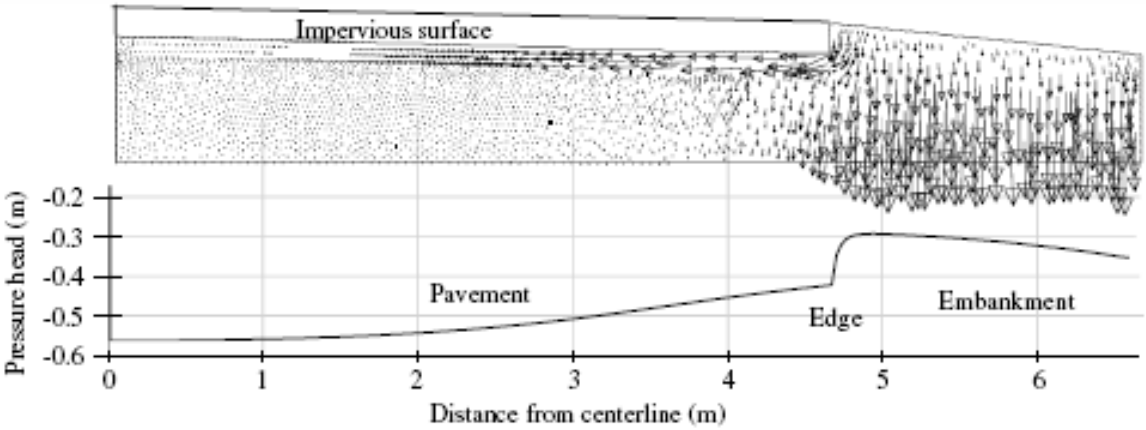
Uppbyggnad, infiltrationsegenskaper och förväntad hydraulisk heterogenitet av vägren och vägslänter

Olika jordarter har olika förmåga att skydda det underliggande grundvattnet mot föroreningar genom jordarternas olika egenskaper vad gäller fördröjning och transport i den omättade zonen. Information om vilka naturliga jordarter som förekommer längs vägarna finns lättillgängligt i geologiska kartor från Sveriges geologiska undersökning (SGU). Hydrogeologiska kartor kan ge ytterligare information om strömningsförhållanden och djup till grundvattnet. En indelning av landskapet i olika hydrogeologiska miljöer gör det möjligt att presentera större sammanhängande enheter och bedöma områdes

hydrogeologiska funktion och spridning av föroreningar (Maxe & Johansson, 1998).

Materialet i vägrenen och den inre vägslänten kan skilja sig från de naturliga jordarterna beroende på vägkonstruktionen, vilket medför förändrad infiltrationsförmåga och ändrade flödesbanor närmast vägen. Olika avvattningssystem och funktioner av vägdiken påverkar också transporten av föroreningar i den vägnära miljön. Dikets utformning, släntens lutning och släntvegetation bidrar till heterogeniteten i vägens omgivning vilket påverkar transporten av vatten och ämnen i marken. En beskrivning av olika vägdikens funktion och utformning finns i Nilsson et al. (2001) och Vägverket (2003). Olika åtgärdsstrategier för att minska påverkan från trafik på yt- och grundvattenresurser framgår av Vägverket (1995). Uppgifter om vägrenens och vägsläntens uppbyggnad och vägens avvattningssystem med diken och dräneringsledningar är oftast inte så lättillgängliga och finns sällan digitalt, vilket försvårar en automatiserad genomgång av sårbarheten hos olika vägsträckor. För vissa vägsträckor har sammanställningar gjorts som beskriver dagvattenomhändertagandet, se t.ex. Vägverket (1998a).

Vid små vattenmängder kommer det mesta av det avrinnande vattnet från vägytan att infiltrera i närheten till asfaltskanten. Är vätskemängderna större kan infiltrationskapaciteten för jordmaterialet närmast asfaltskanten överskridas och zonen där infiltration sker utvidgas. Hansson et al. (2005) visade på användbarheten av en fysikaliskt baserad modell för att beskriva dessa processer. Vätskemängder som infiltrerar i vägkanten perkolerar vidare ner genom marken med en i huvudsak vertikalt nedåtriktad gradient, men kan också till viss del transporteras horisontellt in i vägkroppen, se figur 1 (Apul et al., 2007). Betydelsen av att inkludera omättat flöde för att studera vattentransporten i vägkropp och funktionen av kantdränering betonades av Stormont & Zhou (2005).



Figur 1. Simulerade strömningsvägar av vatten som infiltrerat i vägrenen (från Apul et al., 2007).

Hogland & Wahlman (1990) studerade hydrologiska och vägtekniska egenskaper hos enhetsöverbyggnad avsedd för infiltration och magasinering av dagvatten. Enhetsöverbyggnaden består av dränerande asfalt utlagd på ett

makadambärlager som har en bärande och vattenmagasinerande funktion. Fältstudier av testytor utfördes för att bedöma vägtekniska egenskaper och vatten- och föroreningstransport från asfaltsytan. Genom förmågan hos enhetsöverbyggnaden att infiltrera vatten och fördröja avrinningen reduceras chockbelastningen av förorenat dagvatten på vattendragen.

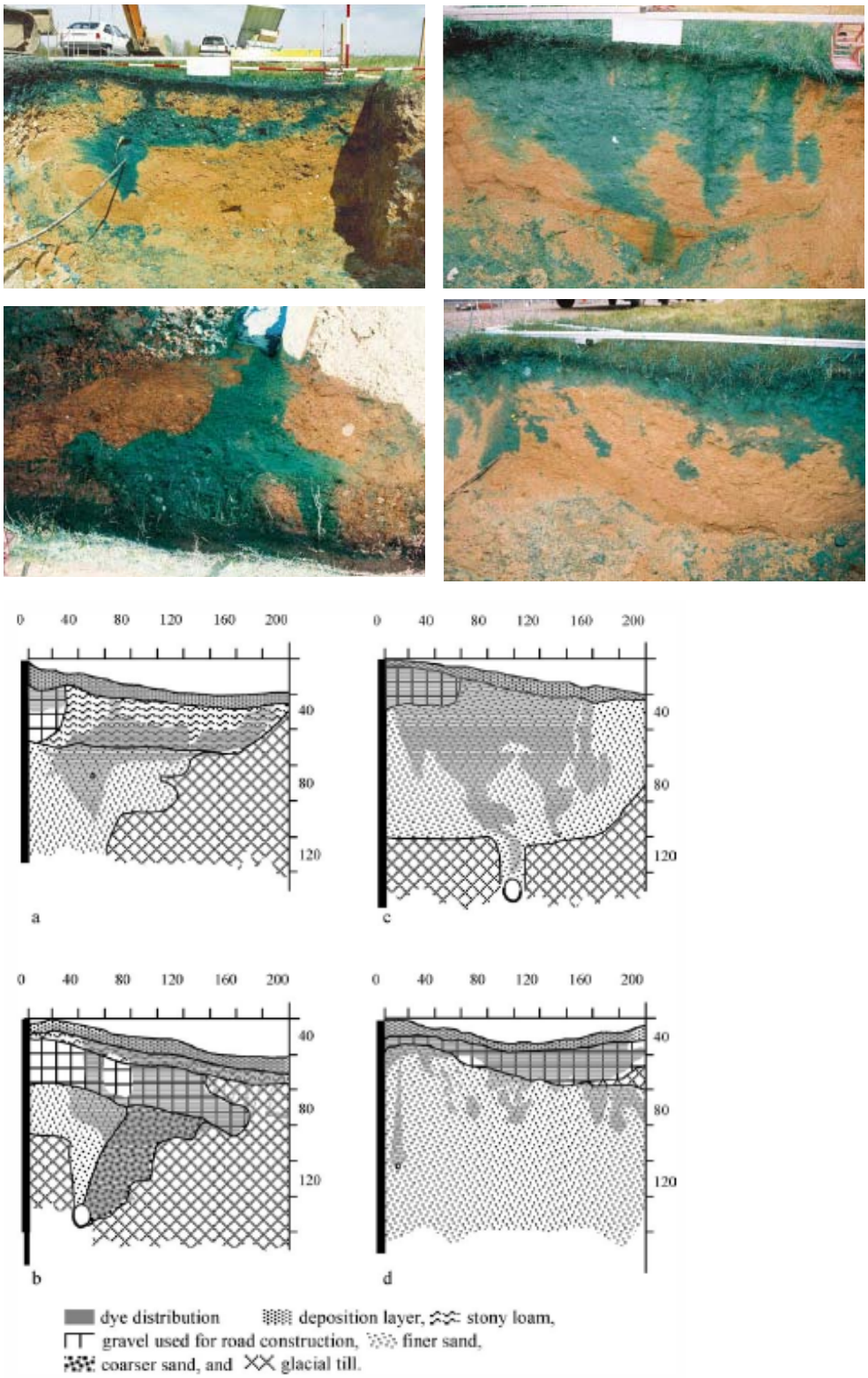
Infiltrationsförsök

Lindblad (1981) sammanställde ett flertal mätningar av markens infiltrationskapacitet och permeabilitet. Resultatet av sammanställningen visade att infiltrationskapaciteten var relativt oberoende av jordart, medelvärdet varierade mellan 1.1×10^{-6} och 1.9×10^{-5} m/s. Permeabiliteten varierade i betydligt högre grad med jordarten; sand hade t.ex. 1000 gånger högre permeabilitet än lera.

En sammanställning av infiltrationsförsök utförda i Norden omfattande olika jordarter finns i Lundberg (1974). Resultaten visar på infiltrationsförhållanden för olika jordarter som kan vara till ledning för bedömning av möjligheterna till ytavrinning vid olika nederbördsintensitet. Lokala variationer i textur och struktur ansågs bidra till de stora variationerna i resultatet, till större grad än olikheter i använd experimentell utrustning. Variationen i infiltration och perkolation i det översta markskiktet var störst hos lerjordar, på grund av lerornas svällande egenskaper, sprickbildningar och strukturegenskaper.

Jensen (2004) genomförde färgspårämnesförsök vid fyra danska motorvägar för att bestämma de hydrologiska förhållandena för föroreningstransport. Gemensamt för de fyra platserna var det översta marklagret (2-10 cm) som i samtliga fall bestod av ett sandigt depositionsmaterial som antogs härröra från förslitning av fordon och vägytan som sedan transporterats med det avrinnande vattnet. Infiltrationskapaciteten för detta material uppmättes till $1.6\text{-}1.9\times10^{-5}$ m/s. Djupare ner var uppbyggnaden av vägslänten heterogen och varierade mellan de olika platserna, vilket således påverkade vattnets flödesvägar. Preferentiell strömning demonstrerades tydligt, se figur 2. Flödet länkades av i det grövre vägrensmaterialet, vilket gjorde att inget flöde skedde i den omgivande moränen. Infiltrationsförsöken gjordes med en motoriserad besprutare (Hardi) utrustad med en handhållen bom med fyra munstycken som vardera gav 0.6 l/min. Vattnet fördelades över en 1,2×2 m stor yta i direkt anslutning till asfaltskanten.

Avrinningen och infiltrationskapaciteten i vägslänten studerades också av Krarup et al. (1988). Infiltrationskapaciteten i bevuxen vägslänt i denna danska studie varierade mellan 2×10^{-5} och 5×10^{-6} m/s. Heterogeniteten var stor av både mark- och vegetationsegenskaper, vilket kan medföra stora variationer i infiltrationsförmågan. Infiltrationskapaciteten bestämdes med en enkelringinfiltrometer (Ø 50 cm). Vattnet i avrinningsförsöken fördelades jämt utefter vägkanten med hjälp av en pump och ett rörsystem för att så långt som möjligt efterlikna avrinningen efter regn och avrinningen i diken och dräneringsrör mättes manuellt. Flera av försöken visade på ineffektiva avvattningssytem som inte avledde det infiltrerade vattnet.



Figur 2. Resultat från spårämnesförsök vid fyra danska motorvägar, foton överst och tolkad jordlagerföljd nedan. Profilerna sträcker sig från asfaltskanten till 2 m från vägen. Från Jensen (2004).

Resistivitetsmätningar och dess användning i samband med infiltrationsförsök

Elektriska resistivitetsmätningar ger information både om markens uppbyggnad: olika jordlager, djup till berggrundsytan, grundvattenytans läge, och om kemin i mark- och grundvatten. Markens elektriska resistivitet beror av porositeten, vattenhalt, resistiviteten i markens porvatten, markpartiklarnas resistivitet, och temperatur.

Utvecklingen av tekniken kring elektrisk resistivitetsmätning (DC resistivity imaging) har varit snabb sedan mitten av 90-talet, både vad gäller mätteknik och processering av mätdata (Dahlin, 2001). Forskning och utveckling av 3D resistivitetsmätningar pågår. För att kunna göra kostnadseffektiva 3D resistivitetsmätningar behövs multikanalmätare, vilka möjliggör mer än en mätning per tidpunkt och snabbare datorprocessorer som möjliggör inversion av stora dataset. De elektrodkonfigurationer som är mest frekvent använda för 3D-undersökningar är pol-pol, pol-dipol och dipol-dipol (Loke, 1999), främst p.g.a. andra konfigurationer har dålig täckning nära kanterna av undersökningsområdet. Ett exempel på 3D resistivitetsmätningar med pol-pol elektrodkonfiguration finns i Dahlin et al. (2002), där mätningar gjordes i två riktningar för att erhålla en sann 3D bild av det förorenade området. Det konstateras dock att 2D mätningar är lättare att utföra och kan troligtvis vara tillräckligt i många fall.

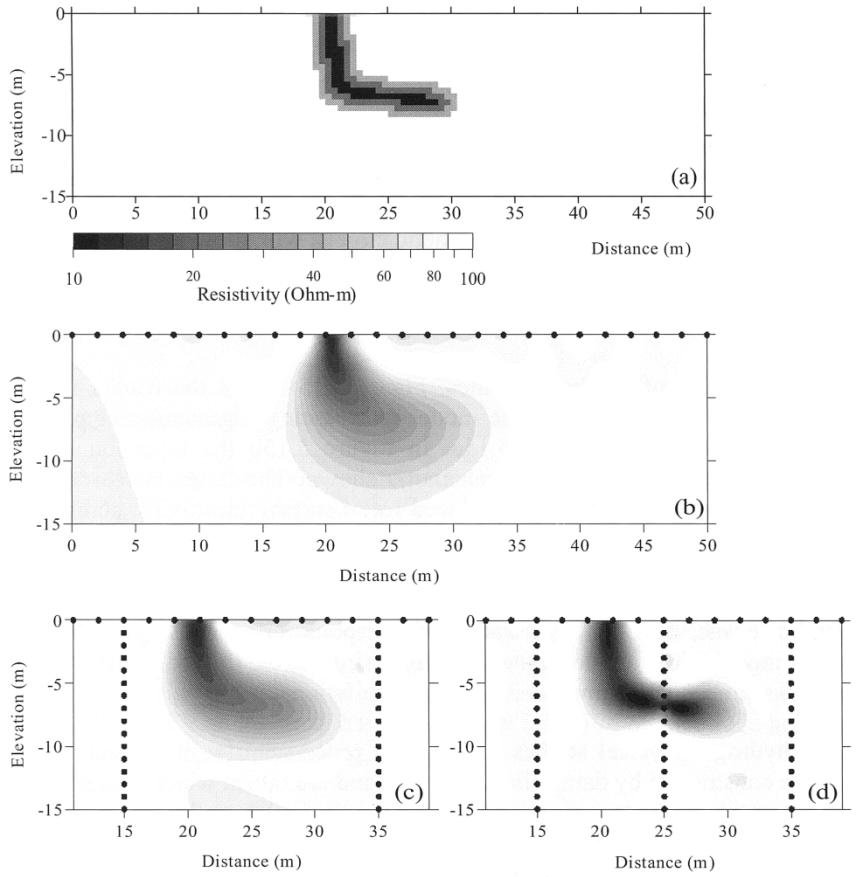
White (1994) testade olika elektrodkonfigurationer för att detektera injekterat saltvatten i grundvatten i syfte att bestämma dess flödesriktning och hastighet. Wenner och Schlumberger konfigurationer visade högst känslighet när ström- och potentialelektroderna var linjerade parallellt med flödesriktningen. Bland de elektrodkonfigurationer som testats så var resistivity rectangle mest känslig. För 2D resistivitetsmätning rekommenderade Dahlin & Zhou (2004) gradientkonfiguration när det gäller multikanalmätning. Detta tillämpades också vid övervakning av ett bevattningsförsök med resistivitetsmätning där lakvatten från en deponi användes för bevattning (Dahlin et al., 2006).

Det finns relativt lite information i litteraturen gällande direkta mätningar av variationen i geofysiska egenskaper i den omättade zonen, vilket är en zon som uppvisar fluktuationer och säsongsmässiga variationer i vattenhalt och geokemiska egenskaper, samt olika fysikaliska bulkegenskaper. Geofysiska metoder kan användas i den omättade zonen för att 1) definiera den hydrogeologiska miljön, 2) bestämma den laterala heterogeniteten i vattenhalt, 3) övervaka och följa infiltration genom den omättade zonen ner till grundvattnet, 4) lokalisera källor av potential förorening och föremål i marken (Daniels et al., 2005).

Cassiani et al. (2006) övervakade salttransporten i marken från ett spårämnesförsök med hjälp av upprepade resistivitetsmätningar för att detektera eventuell hydraulisk kontakt mellan en övre och undre akvifer. Ett nätverk av tolv linjer med 48 elektroder vardera installerades och mättes under 45 dagar. Detta gjorde det möjligt att följa saltvattnets rörelser i marken även om spårämnet inte nådde de få borrhål från vilka vattenprover kunde tas. Trots att marken hade en relativt hög naturlig konduktivitet p.g.a. ler- och siltlager

kunde resistivitetsmätningarna detektera salttransporten. I detta fall blev inversionen av mätdata en viktig komponent.

Resistivitetsmätningar från markytan ger en god upplösning av de översta metrarna, men har begränsad känslighet med djupet. För att öka upplösningen på djupet finns många exempel på infiltrationsförsök kombinerat med cross-borehole elektrisk resistivitetstomografi (ERT). Cross-borehole ERT är resistivitetsmätningar som genomförs med elektroder placerade i borrhål. Mätningar i enskilda borrhål ger en begränsad horisontell täckning, varför elektroder vanligtvis är placerade i flera borrhål, därav namnet cross-borehole. Fördelarna med cross-borehole ERT jämfört med ytresistivitetsmätningar är att 1) hög upplösning på djupet är möjligt, och 2) mätningar kan göras utan tillgång till markytan, t.ex. undersökningar under byggnader (Binley & Kemna, 2005). Nackdelarna är att 1) cross-borehole ERT kräver att det finns borrhål, 2) borrhålen inte är placerade alltför långt ifrån varandra för att inte försämra upplösningen, 3) installationen är mer sofistikerad och tidskrävande, 4) brusnivån är oftast högre, 5) databearbetningen är mer komplex. Ett syntetiskt exempel på fördelen med att använda en kombination mellan borrhålstomografi och ytelektroder för att detektera en föroreningsplym kan ses i figur 3.



Figur 4. Resistivitet av en syntetisk föroreningsplym: a) syntetisk modell, b) inverterad modell för ytelektroder, c) inverterad modell för ytelektroder och två borrhålskonfigurationer, d) inverterad modell för ytelektroder och tre borrhålskonfigurationer. Från Binley & Kemna (2005).

Deiana et al. (2007) demonstrerade användbarheten av cross-borehole ERT och georadarmätningar för att studera flödet av vatten som injekterats i en mycket permeabel sand- och grusavlagring. Trots det snabba vattenflödet i marken kunde mätningarna (som tog ca 20 minuter att genomföra) detektera flödesvägarna. Mätningarna användes också för att kalibrera hydraulisk konduktivitet i en flödesmodell. Ett annant exempel på koppling mellan transportmodeller, ERT och spårämnesförsök finns i Kemna et al. (2002).

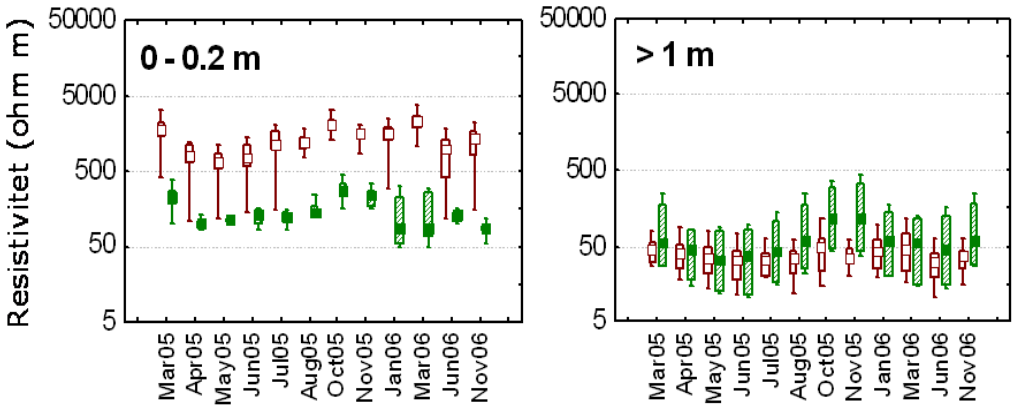
Imhoff et al. (2007) demonstrerade användbarheten av resistivitetsmätningar för att följa migrationen av en injekterad vätska i en deponi. En snabb resistivitetsmätare från Iris Instruments möjliggjorde nya mätningar inom några minuter. Imhoff et al. (2007) testade olika metoder för att mäta vattenhalter i deponier. Elektrisk resistans, TDR (time domain reflectometry) och ERT var alla metoder som visade sig användbara i fält för att detektera infiltrationsfronter. Resitivitetsmätningar i kombination med spårämnesförsök och TDR- och tensiometer-mätningar användes av al Hagrey & Michaelsen (1999) för att detektera preferensiella flödesvägar i de översta 1,5 m av den heterogena omättade zonen. Fördelen med resistivitetsmätningar är dess förmåga att spåra flödet kontinuerligt längs mätsträckan och inte bara punktvis som med de andra metoderna. Spårämnesförsöket utformades för att efterlikna vanlig nederbörd och som spårämne användes KBr. Elektrodavståndet 0.2 m möjliggjorde en hög upplösning av de övre delarna av marken.

Resistivitetsmätningar i vägslänt

Jackson et al. (2002) demonstrerade användbarheten av resistivitetsmätningar för att övervaka vattenhaltsvariationer i vägkropp och vägslänt. Elektroder med ett avstånd av 1 m installerades i 0,5 m under markytan i vägkroppen och innerslänten innan vägen asfalterades. Pol-dipol mätningar (jämförbar med Schlumberger array där strömelektroden vid B är förflyttad till oändligheten) genomfördes.

Leroux & Dahlin (2005) genomförde resistivitetsmätningar före och efter en vintersäsong i olika transekter vid E4:an vid Bergaåsen, i närheten av Ljungby, södra Sverige. Detta möjliggjorde en studie av salttransport i åsen som härrör från vägsalt som spridits på vägen under vintern. Det minsta elektrodavståndet var 1 m och mätningarna gjordes med Schlumberger array.

Användningen av upprepade resistivitetsmätningar för att detektera infiltration och transport av vägsalt i närheten av vägar undersöktes av Lundmark & Olofsson (2007) samt Olofsson & Lundmark (2008) vid E4:an vid Kista, Stockholm. Resistivitetsmätningarna visade en stark påverkan av vägsalt i de vägnära jordarna och grundvattnet under vinter och vår. Genom att upprepa mätningarna ungefär varje månad kunde både de rumsliga och säsongsmässiga variationerna i resistivitet i den vägnära miljön övervakas, se figur 4. En hög upplösning av de övre delarna i marken möjliggjordes genom att elektrodavståndet var 0.5 m. Mätningarna utfördes med Wenner-konfiguration.



Figur 4. Tidsmässiga variationer i resistivitet i ett sandområde vid Kista, Stockholm för 0-0.2 m djup (vänster) och >1 m djup (höger) under markytan. Gröna staplar motsvarar <5 m från vägen och röda >5 m från vägen (Olofsson & Lundmark 2008).

Markvattenmodelleringar

Geoelektriska mätmetoder kan användas för att uppskatta hydrauliska egenskaper såsom vattenhalt och ämneskoncentration och ge information som är användbar för hydrologisk modellering (Binley & Kemna, 2005). Genom att känsligheten i mätningarna minskar med avståndet från elektroderna är det dock svårt att generera en bra massbalans av ämnestransporten i marken. Oldenborger et al. (2007) uppskattade ämneskoncentrationen och massan i en grundvattenakvifer med en maximal noggrannhet av 60-85 % med upprepade ERT mätningar kopplade till ett injektions/uppfordningsförsök.

Binley et al. (2002) kalibrerade hydraulisk konduktivitet i en flödesmodell utifrån genomfört spårämnesförsök kopplat till resistivitets- och georadarmätningar. Skillnaden i vattenhalt enligt resistivitetsmätningarna räknades ut genom att tillämpa Archie's lag. Archie's lag användes också i Lundmark (2008) för att beräkna resistiviteten i markvattnet i en transportmodell som följer vägsaltets transport från vägen till grundvattnet. På så sätt kunde genomförda resistivitetsmätningar användas för att testa transportmodellen.

Lindström (2006) studerade infiltration och perkolation av stora utsläpp i olika jordar med hjälp av en markvattenmodell. Nedträngningsdjupet varierade med jordart och de hydrauliska egenskaperna var viktiga att beakta. En dynamisk modell kan vara att föredra framför mer analytiska beräkningar för att beakta den vertikala heterogeniteten och fördelningen av utsläppet med tiden.

Referenser

Aaltonen, J., Olofsson, B., 2002. Direct current (DC) resistivity measurements in long-term groundwater monitoring programmes. Environmental Geology 41, 662-671.

al Hagrey, S.A., Michaelsen, J., 1999. Resistivity and percolation study of preferential flow in vadose zone at Bokhorst, Germany. Geophysics 64, 746-753.

Apul, D.S., Gardner, K.H., Eighmy, T.T., 2007. Modeling hydrology and reactive transport in roads: The effect of cracks, the edge, and contaminant properties. Waste Management 27, 1465-1475.

Benedetto, A., Cosentino, C., 2003. Integrated methodology for design of polluted water control system of road infrastructures for environmental protection. Journal of Transportation Engineering, 129, 84-92.

Binley, A., Cassiani,k G., Middleton, R., Winship, P., 2002. Vadose zone flow model parameterization using cross-borehole radar and resistivity imaging. Journal of Hydrology 267, 147-159.

Binley & Kemna, 2005. DC resistivity and induced polarization methods. In Rubin, Y. & Hubbard, S.S.(eds): Hydrogeophysics. Water Science and Technology Library Vol. 50, pp. 129-156.

Cassiani, G., Bruno, V., Villa, A., Fusi, N., Binley, A.M., 2006. A saline trace test monitored via time-lapse surface electrical resistivity tomography. Journal of Applied Geophysics 59, 244-259.

Dahlin, T., 2001. The development of DC resistivity imaging techniques. Computers & Geosciences 27, 1019-1029.

Dahlin, T., Bernstone, C., Loke, M.H., 2002. A 3-D resistivity investigation of a contaminated site at Lernacken, Sweden. Geophysics 67, 1692-1700.

Dahlin, T., Zhou, B., 2004. A numerical comparison of 2D resistivity imaging with 10 electrode arrays. Geophysical Prospecting 52, 379-398.

Dahlin, T., Aronsson, P., Hagevi, A., Wall, E., Thörnelöf, M., 2006. Resistivity monitoring of an irrigation experiment at Högbytorp, Sweden. Near Surface 2006, Helsinki, Finland, 4-6 September 2006.

Daniels, J.J., Allred, B., Binley, A., Labrecque, D., Alumbaugh, D., 2005. Hydrogeophysical case studies in the vadose zone. In Rubin, Y. & Hubbard, S.S. (eds.): Hydrogeophysics. Water Science and Technology Library Vol. 50, pp. 413-440.

Deiana, R., Cassiani, G., Kemna, A., Villa, A., Bruno, V., Bagliani, A., 2007. An experiment of non-invasive characeterization of the vadose zone via water injection and cross-hole time-lapse geophysical monitoring. Near Surface Geophysics 5, 183-194.

Hansson, K., Lundin, L.-C., Simunek, J., 2005. Modeling water flow patterns in flexible pavements. Journal of the Transportation Research Board.

Highways Agency, 1996. Accidental spillage of substances on highways and countermeasures to reduce the risk of pollution. February 1996. Report Reference 26933RO/4, Thorburn Colquhoun Transportation. 58 pp.

Hogland, W., Wahlman, T., 1990. Enhetsöverbyggnad. Hydologiska och vägtekniska egenskaper. Byggforskningsrådet Rapport R90:1990.

Imhoff, P.T., Reinhart, D.R., Englund, M., Guérin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T.G., Yazdani, R., 2007. Review of state of the art methods for measuring water in landfills. Waste Management 27, 729-745.

Jackson, P.D., Northmore, K.J., Meldrum, P.I. Gunn, D.A., Hallam, J.R., Wambura, J., Wangusi, B., Ogutu, G., 2002. Non-invasive moisture monitoring within an earth embankment – a precursor to failure. NDT & E International 35, 107-115.

Jensen, M.B., 2004. Hydrological conditions for contaminant leaching through highway swales. Water, Air and Soil Pollution 158, 169-180.

Johansson, S., Dahlin, T., 1999. Övervakning av läckage i fyllningsdammar genom resistivitetsmätning, Rapport 99:8, Elforsk, Stockholm, 55 s.

Kemna, A., Vanderborght, J., Kulessa, B., Vereecken, H., 2002. Imaging and characterisation of subsurface solute transport using electrical tomography (ERT) and equivalent transport models. Journal of Hydrology 267, 125-146.

Krarup, J.A., Borch-Jensen, J.E., Linde-Jensen, J.J., 1988. Vand i veje II: Undersøgelser af vandbevægelse i de ubundne bærelag. Statens Vejlaboratorium Notat 206.

Leraux, V., Dahlin, T., 2005. Time-lapse resistivity investigations for imaging saltwater transport in glaciofluvial deposits. Environmental Geology 49, 347-358.

Lindblad, A., 1981. Infiltrationsmätningar utförda vid Geologiska institutionen CTH/GU 1972-1980, sammanställning och statistisk bearbetning. Chalmers Tekniska Högskola, Geohydrologiska forskningsgruppen, Meddelande nr 60.

Lindström, R. (2005): Groundwater vulnerability assessment using process-based models. TRITA-LWR PHD 1022. Doctoral Thesis in Land and Water Resources Sciences. KTH Architecture and the Built Environment, Stockholm.

Loke, M.H., 1999. Electrical imaging surveys for environmental and engineering studies. A practical guide to 2-D and 3-D surveys. Notes August 1999.

Lundberg, A., 1974. Infiltration och perkolation i det översta markskiktet: en sammanställning av utförda undersökningar i Norden. Report no 35, International Hydrological Decade, Sweden.

Lundmark, A., 2008. Monitoring transport and fate of de-icing salt in the roadside environment – Modelling and field measurements. TRITA-LWR PHD 1038, Doctoral Thesis in Land and Water Resources Engineering. KTH Architecture and the Built Environment, Stockholm.

Lundmark, A., Olofsson, B. 2007: Chloride deposition and distribution in soils along a deiced highway – assessment using different methods of measurement. Water, Air and Soil Pollution, vol 182, no 1-4, pp 173-185.

Maxe, L., Johansson, P.-O., 1998. Bedömning av grundvattnets sårbarhet – Utvecklingsmöjligheter. Naturvårdsverket Rapport 4852.

Nilsson, U., Lind, B., Folkesson, L., Gunnarsson, B., Bäckman, L., Blomqvist, G., Antonsson, H., 2001. Multifunktionella diken – En beskrivning av vägdikets olika funktioner. SGI Varia 505.

Oldenborger, G.A., Knoll, M.D., Routh, P.S., LaBrecque, D.J., 2007. Time-lapse ERT monitoring of an injection/withdrawal experiment in a shallow unconfined aquifer. Geophysics 72, F177-F187.

Olofsson, B., Lundmark, A., 2008. Monitoring the impact of de-icing salt on roadside soils with time-lapse resistivity measurements. Environmental Geology, vol 47, no 1, pp 217-229

Stormont, J.C., Zhou, S., 2005. Impact of unsaturated flow on pavement edgedrain performance. Journal of Transportation Engineering 131, 46-53.

Tabbagh, A., Dabas, M., Hesse, A., Panissod, C., 2000. Soil resistivity: a non-invasive tool to map soil structure horizonation. Geoderma 97, 393-404.

Vägverket, 1995. Yt- och grundvattenskydd. Vägverket Publ. 1995:1.

Vägverket, 1998a. Dagvattenomhändertagande från E4 mellan Haga Norra trafikplats och Rotebro trafikplats. Vägverket Rapport 1998:0326. Vägverket Region Stockholm.

Vägverket, 1998b. Förorening av vattentäkt vid vägtrafikolycka. Hantering av risker med petroleumutsläpp. Vägverket Publ. 1998:064.

Vägverket, 2003. Vägdikenas funktion och utformning – En beskrivning av multifunktionella diken. Vägverket Publikation 2003:103.

White, P.A., 1988. Measurement of groundwater parameters using salt-water injection and surface resistivity. Groundwater 26, 179-186.

White, P.A., 1994. Electrode arrays for measuring groundwater flow direction and velocity. Geophysics 59(2), 192-201.

Myndigheten för samhällsskydd och beredskap
651 81 Karlstad Tel 0771-240 240 www.msb.se
Publ.nr MSB220 ISBN 978-91-7383-111-6