



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE



Energiaska som vägbyggnadsmaterial

— utlakning och miljöbelastning från en provväg

BO LIND
LENNART LARSSON
JON-PETTER GUSTAFSSON
DAVID GUSTAFSSON
STEN-ÅKE OHLSSON
JENNY NORRMAN
OLA ARVIDSON
MARIA ARM

Varia 557

LINKÖPING 2005

Varia	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI Informationstjänsten Tel: 013–20 18 04 Fax: 013–20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se
ISSN	1100-6692
ISRN	SGI-VARIA--05/557--SE
Projektnummer SGI	10724



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia **557**

Energiaska som vägbyggnadsmaterial

— utlakning och miljöbelastning från en provväg

BO LIND
LENNART LARSSON
JON-PETTER GUSTAFSSON
DAVID GUSTAFSSON
STEN-ÅKE OHLSSON
JENNY NORRMAN
OLA ARVIDSON
MARIA ARM

LINKÖPING 2005

Innehållsförteckning

OM PROJEKTET	5
1 BAKGRUND	6
1.1 GRÄNSSNITTET NATUR/SAMHÄLLE	6
1.2 SYFTE	7
2 UPPLÄGGNING OCH METODIK	8
2.1 GENOMFÖRANDE	8
3 PROVVÄGENS UPPBYGGNAD OCH MATERIALEGENSKAPER	11
3.1 TEXTUR OCH HYDRAULISK KONDUKTIVITET	11
3.2 LYSIMETRAR	12
4 VÄGMATERIALENS GEOKEMISKA SAMMANSÄTTNING OCH LABORATORIELLA LAKEGENSKAPER	15
4.1 KORNSTORLEKSFÖRDELNING AV BOTTENASKAN	15
4.2 LABORATORIELAKNINGAR AV OORGANISKT INNEHÅLL I MATERIAL TILL PROVVÄG	15
4.2.1 Lakmetoder	15
4.2.1.1 Tillgänglighetstest	15
4.2.1.2 Tillgänglighetstest, oxiderat	16
4.2.1.3 Tidsberoende utlakning, CEN	16
4.2.1.4 Kolonnlakning	16
4.2.2 Utlakning från grusslitlager	16
4.2.3 Utlakning från bärlager	19
4.2.4 Totalhalter och utlakning från bottenaska från Däva kraftvärmeverk	22
4.2.5 Summering av delutlakningar från de enskilda materialen för några utvalda beståndsdelar 24	
4.3 TOTALHALTER AV ORGANISKA ÄMNEN I MAKADAMMATERIAL	25
4.4 TOTALHALTER OCH KOLONNUTLAKNING AV ORGANISKA ÄMNEN I ASKAN	26
4.4.1 Riktade analyser, totalhalter	26
4.4.2 Förutsättningslös analys av icke-derivatiserat extrakt; totalhalter	27
4.4.3 Förutsättningslös analys av derivatiserat extrakt; totalhalter	27
4.4.4 Riktade analyser, utlakade föreningar	28
4.4.5 Förutsättningslös analys av icke-derivatiserat extrakt; utlakade föreningar	29
4.4.6 Förutsättningslös analys av derivatiserat extrakt; utlakade föreningar	29
5 UTLAKAT FRÅN FÄLTLYSIMETRAR	30
5.1 KLIMATDATA	30
5.1.1 Bevattning	30
5.2 OORGANISKA BESTÅNDSDELAR	31
5.3 ORGANISKA FÖRENINGAR	32
6 JÄMFÖRELSE MELLAN UTLAKADE FÖRENINGAR I FÄLTTESTET OCH I LABBTTESTEN, KOPPLADE TILL ASKAN	37
6.1 OORGANISKA BESTÅNDSDELAR	37
6.2 ORGANISKA FÖRENINGAR	41
6.3 GROV JÄMFÖRELSE AV LAKDATA, BL A MED NVS KITERIER FÖR DEPONERING	44
7 GRUNDVATTEN	48
7.1 PROVTAGNING	48
7.2 GRUNDVATTENNIVÅ OCH STRÖMNING	48
7.3 GRUNDVATTENKEMI	51
7.3.1 Halter och referensvärden	52
7.3.2 Ftalater i grundvatten	58
7.3.3 Tidsserier och trenden	58
7.4 DIKESVATTEN	63
7.4.1 Provtagning	63

7.4.2	Analyserat organiskt innehåll	63
8	TJÄLDDJUP	65
8.1	MÄTUTRUSTNING	65
8.2	MÄTRESULTAT	66
9	MODELLERING AV UTLÄCKAGET FRÅN PROVVÄGEN	67
9.1	KOPPLING AV EN KEMISK JÄMVIKTSMODELL (VMINTEQ) MED EN HYDROLOGISK MODELL (COUPMODEL) - EN REAKTIV TRANSPORTMODELL	67
9.1.1	Kemisk jämviktsmodell - Visual MINTEQ	67
9.1.2	Hydrologisk modell - CoupModel	68
9.1.2.1	Vatten- och värmeflöden i marken	68
9.1.2.2	Avdunstning	68
9.1.2.3	Dränering	69
9.1.2.4	Tjäle och snö	69
9.1.2.5	Transport av lösta ämnen	70
9.1.3	Kopplad reaktiv transportmodell - CoupModel/VMINTEQ	70
9.1.3.1	Modellbeskrivning	70
9.1.3.2	Tidsupplösning	71
9.1.3.3	Implementering i CoupModel	71
9.1.3.4	Initialvärden	72
9.1.3.5	Depositionskemi	73
9.1.3.6	Felhantering	73
9.1.3.7	Sätta upp en kopplad CoupModel/VMINTEQ simulering	73
9.1.4	Data för modellering av Dåva försöksväg	74
9.1.4.1	Vägens uppbyggnad och omgivning	74
9.1.4.2	Fysikaliska markegenskaper	74
9.1.4.3	Grundvattendjup	76
9.1.4.4	Tjäldjup	76
9.1.4.5	Klimatdata	77
9.1.4.6	Bevattning	77
9.1.4.7	Avrinning från lysimetrar	78
9.2	MODELLERING AV DÅVA FÖRSÖKSVÄG	78
9.2.1	Kemi	78
9.2.1.1	Egna skakförsök	78
9.2.1.2	Resultat och kalibrering av VMINTEQ för asklagret	79
9.2.1.3	Kemin i de övriga skikten, samt nederbörds kemi	81
9.2.2	Hydrologi	82
9.2.2.1	Markegenskaper	82
9.2.2.2	Avdunstning	84
9.2.2.3	Dränering	84
9.2.2.4	Snö och tjäle	86
9.2.2.5	Vattenbalans	87
9.2.3	Kopplad kemisk-hydrologiska simuleringar	88
9.2.3.1	Initialvärden	88
9.2.3.2	Simuleringsperiod och tidsupplösning	88
9.3	RESULTAT	89
9.3.1	Lösta koncentrationer	89
9.3.2	Massflöden i dräneringsvattnet	96
9.3.3	Mass- och vattenflöden i askskiktet	97
9.4	SLUTSATSER MODELLERING	99
10	DEN GEOKEMISKA BAKGRUNDEN I REGIONEN	100
10.1	SYFTET MED DEN GEOKEMISKA UNDERSÖKNINGEN	100
10.2	GEOKEMISKA OCH GEOLOGISKA DATA ÖVER REGIONEN	100
10.3	GEOKEMISK UNDERSÖKNING VID PROVVÄGEN INOM DÅVA OMRÅDET	100
10.4	RESULTAT	101
10.4.1	Koppar	102
10.4.2	Krom	103
10.4.3	Arsenik	105
10.4.4	Kadmium	107
10.4.5	Zink	108
10.4.6	Bly	110

10.4.7	Molybden.....	112
10.4.8	Nickel	114
10.4.9	Antimon.....	115
10.4.10	Vanadin.....	117
10.4.11	Volfram.....	118
10.5	SAMMANFATTNING AV DEN GEOKEMISKA OMGIVNINGEN	122
11	ACKUMULERADE ÄMNEN UNDER VÄGKROPPEN	124
12	NATURLIG VITTRING OCH GEOKEMISKA ANOMALIER.....	127
12.1	MILJÖBEDÖMNINGSNIVÅ.....	127
12.2	AVGRÄNSNINGAR I GEOKEMISKA ANOMALIER	128
12.3	RISKBEDÖMNING.....	129
12.4	ANALYS AV FLÖDEN OCH GEOKEMISKA ANOMALIER	129
12.4.1	Akkumulation i undergrunden	134
13	BEDÖMNING AV MILJÖBELASTNING	137
14	REFERENSER.....	140

OM PROJEKTET

Föreliggande rapport utgör slutredovisning av projektet ”Geokemiska anomalier vid slutanvändning av energiaska” som finansierats av Energimyndigheten inom ramen för forskningsprogrammet ”Energi från avfall”. Projektet har bedrivits under perioden 2001-05-01 till 2004-12-31. Projektnummer hos Energimyndigheten; P13102-1.

Inom projektet har tidigare redovisats;

- Delrapport 2002-07-31
- Summary Report Nov 2003

Inom projektet har också, i samverkan med Umeå Energi och Luleå tekniska universitet, arrangerats en 2-dagars workshop med temat ”Användning av restprodukter som väg-byggnadsmaterial”. Seminariet hölls 18-19 september i Umeå och med platsbesök vid provvägen i Dåva. Projektet har uppmärksammats i media, Västerbottens Folkblad, 2002-09-19.

Ett stort antal personer och samarbetspartners har bidragit i projektet. Ansvar för projektledning, samordning, fält- och laboratoriearbeten samt tolkning och utvärdering av fältdata har legat på SGI. Modellering av läckage och transport av ämnen från provvägen har utförts av en forskargrupp vid Kungliga Tekniska högskolan, KTH. Geokemiska kartläggning av regionen och närområdet kring provvägen har utförts av Sveriges Geologiska Undersökning, SGU. Samtliga medverkande i projektet har deltagit i den samlade tolkningen och utvärderingen av forskningsresultaten. Projektgruppen har haft följande sammansättning:

Bo Lind, SGI (Projektledare)
Lennart Larsson, SGI
Ann-Marie Fällman, SGI (fram till 2003)
Helena Helgesson, SGI
Karsten Håkansson, SGI (fram till sept 2004)
Jenny Norrman, SGI
Karl-Gustav Joelsson, SGI
Ola Arvidson, SGI (från 2003)
Maria Arm, SGI
Sten-Åke Ohlsson SGU (Sveriges Geologiska Undersökning)
Per-Erik Jansson, KTH
Jon-Petter Gustafsson, KTH
David Gustafsson, KTH

Följande samarbetspartners har funnits:

Umeå Energi AB; Henrik Bristav
Luleå tekniska universitet; Holger Ecke, Jelena Todorovic, Christian Maurice
VTI; Maria Arm (efter 2003 SGI)
Vägverket konsult; Nils Bäckström, Olle Öberg

Energiaska som vägbyggnadsmaterial – utlakning och miljöbelastning från en provväg

1 BAKGRUND

Projektet har genomförts som en "Systemstudie" inom ramen för Energimyndighetens program "Energi från avfall". Där anges att "projekt inom delområdet systemstudier ska vara fokuserade på systemaspekter kring energiutvinning och energiutnyttjande ur avfall, särskilt med avseende på olika konsekvenser för miljön och naturresurshushållningen".

I SGI:s forskningsplan knyter projektet an till forskningsområde 4.2.2 "Bättre hushållning med material och energi". Som mål år 2003 angavs "Restprodukter skall utgöra ett intressant alternativ vid behov av materialtillskott", samt "Miljökonsekvenserna vid användning av restprodukter kan bedömas på ett tillförlitligt sätt". Dessa två delmål har varit centrala för inriktningen inom föreliggande projekt.

1.1 Gränssnittet natur/samhälle

Det moderna samhällets omsättning av material och energi är i flera avseenden avsevärt större än jordklotets naturliga materialströmmar. I samhället omsätts nära dubbelt så mycket krom, 8 gånger så mycket zink, 12 gånger så mycket bly och 24 gånger så mycket koppar som i de naturliga biogeokemiska processerna på jorden (Walterson 1999; Holmberg & Karlsson 1996). Till detta kan läggas att omkring hälften av alla materialtransporter i Sverige är transporter av ballastmaterial och beräkningar har nyligen visat att den mänskliga transporten av jord, sand och grus överstiger den naturliga erosionen och transporten på alla världens kontinenter. Det mänskliga samhället, teknosfären, har i mångt och mycket blivit den dominerande geologiska kraften. Vi kan inte längre tänka oss en värld utan omfattande mänsklig påverkan på naturen. Den stora miljöutmaningen världen över är att hitta den hållbara utvecklingen som bl a innefattar ett effektivt utnyttjande av naturresurserna som inte långsiktigt undergräver resursbasen.

Det långsiktigt hållbara kretsloppssamhället innehåller mer eller mindre slutna materialströmmar på olika nivåer – i kvarteret, i staden samt på regional och nationell nivå. En av de mest kritiska faktorerna för många materialströmmar är mötet med naturen, dvs länken mellan samhället och den omgivande resursbasen. Redan för femton år sedan diskuterades olika avfallsupplag som slutgiltig deponering (final storage) av antropogena sediment (Baccini m. fl., 1989). Synsättet lanserades som en bas för att utveckla långsiktigt miljösäkrade deponier. Vi menar att samma resonemang kan tillämpas också för användbara restprodukter. En användning av energiaskor och slaggar t ex för vägbyggnadsändamål innebär att detta blir det kritiska gränssnittet mellan materialen och

miljön. Detta gränssnitt måste utformas så att materialen genom naturlig vittring och omvandling på lång sikt kan inlämmas i de naturliga biogeokemiska cyklerna på platsen - naturens återtagande av materialet.

Det moderna samhället är uppbyggt kring en rad tekniska infrastruktursystem. Det handlar om bebyggelsen, grönstrukturen, transportstrukturen, vatten och avlopp samt inte minst avfall och energi. Vid sidan, eller snarare överlagrat, den tekniska "hårda" infrastrukturen i form av vägar, rör, förbränningsanläggningar mm, finns också de "mjuka" systemen i form av organisationer och beslutshierarkier, som styr systemen. På detta sätt bildar energiförsörjningssystemet och restprodukthanteringen delar i en integrerad helhet av många sociotekniska system (se t ex Lind m. fl., 1994). Denna systemsyn är viktig för SGI:s intresse kring restproduktanvändning. Gränssnittet mellan samhällets och naturens kretslopp är en nyckelfråga för ett hållbart kretsloppssamhälle. Forskning kring konsekvenserna av "antropogena sediment" ingår i en process som på sikt kan leda fram till regelmässigt utnyttjande av slaggar och andra restprodukter. Genom en fokusering på problembilden vid fullskalig användning blir också ev. behov av förändringar hos slaggprodukten tydlig. Ökade kunskaper om interaktionen slagg/naturlig mark kan ligga till grund för strategiska beslut när det gäller storskalig användning av slaggar av olika kvalitet.

Vår vision för det framtida kretsloppssamhället är att olika typer av askor skall ha sådan kvalitet att de, istället för att betraktas som föroreningar, blir mera relevant att tala om "geokemiska anomalier" där sådana produkter utnyttjas i anläggningssammanhang. Bottenaska i en vägkropp utgör en geokemisk avvikelse gentemot sin omgivning.

Forskningen kring alternativa material har i stor utsträckning koncentrerats på laboratoriestudier av kemiskt innehåll, lakegenskaper samt tekniska egenskaper. Denna forskning bör kompletteras med en systemsyn där materialen studeras också i relation till en geokemisk omgivning. Utgångspunkten har varit att materialet lämnas kvar under lång tid - vilket kan betyda långt efter det att konstruktionen tagits ur bruk.

1.2 Syfte

Syftet med projektet har varit att klargöra den långsiktig utlakning som uppstår när bottenaska från avfallseldade förbränningsanläggningar används som vägbyggnadsmaterial.

Projektet omfattar både att utveckla metoden/modellerna för att studera utläckage av ämnen samt att genomföra en studie av omsättningen av organiska och oorganiska ämnen längs en provväg. Avsikten är att jämföra den geokemiska anomalin orsakad av slagg i en väg, med naturliga förhållanden och studera utläckage och ackumulation av ämnen på lång sikt.

Som grund för detta projekt finns tankar att en väg med energiaska lämnas kvar för mycket lång tid. Återtagande av materialet innebär att utläckaget på platsen stoppas. Kvar finns då det "avtryck" som vägen lämnar i form av ackumulerade ämnen i omgivningen (på varierande avstånd från vägsträckningen).

2 UPPLÄGGNING OCH METODIK

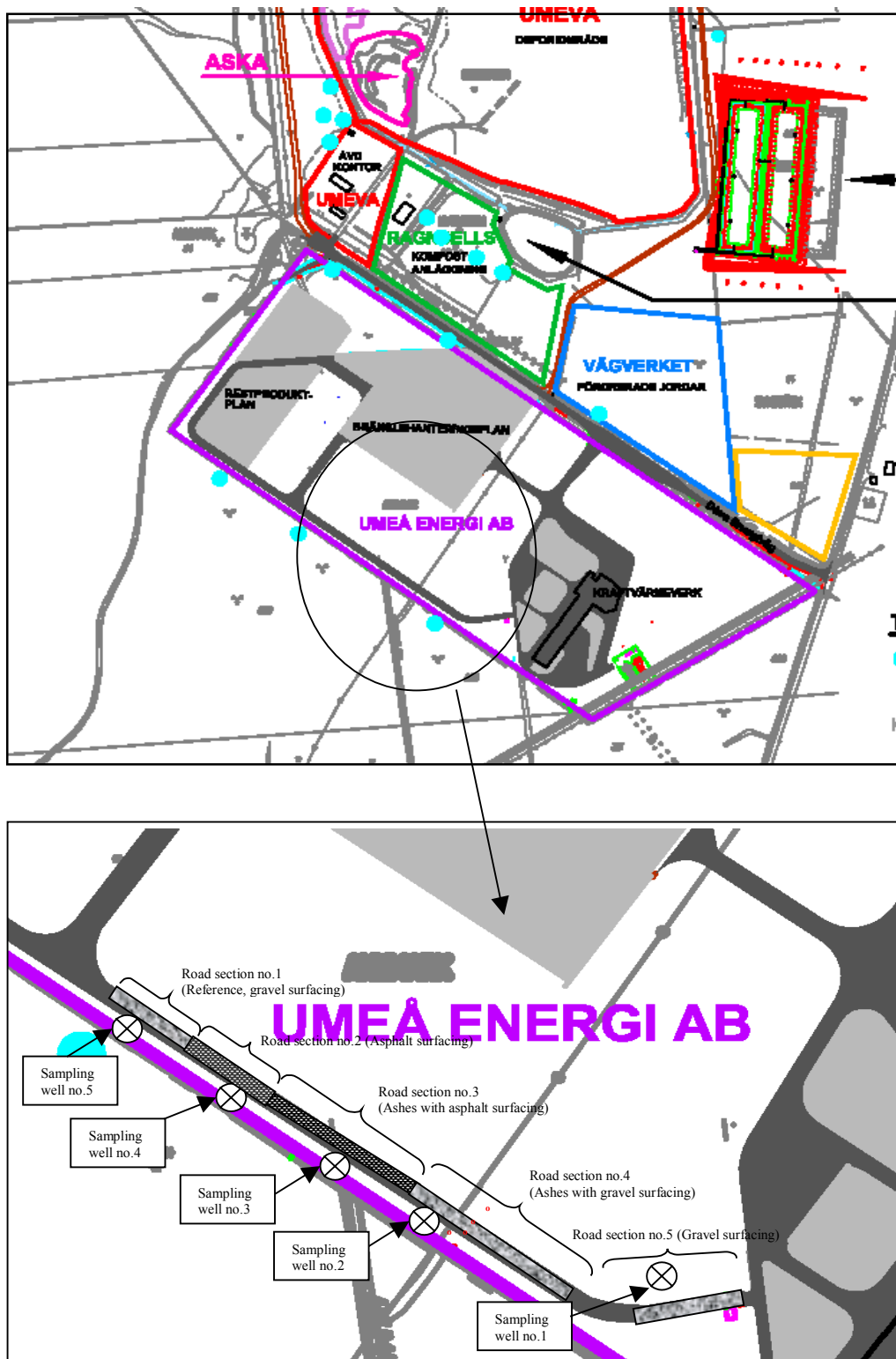
Projektet har lagts upp som en fältstudie av en provväg uppbyggd med bottenaska från förbränning av hushållsavfall vid Umeå Energi AB (Dåva kraftvärmeverk), se figur 2.1a-b. Provvägen ligger inom ett inhägnat industriområde som omgärdar Dåva värmeverk och den kommunala avfallsanläggning för Umeå stad. Mellan de båda verksamheterna ligger ett stort upplagsområde med sorterat avfall, figur 2.2. Avståndet mellan värmeverket och avfallsanläggningen är ca 500 m och provvägen ligger ca 50 m väster om värmeverket.

Bottenaskan studerades först i laboratorium med avseende på totalkemiskt innehåll och lakegenskaper. Längs den studerade vägsträckan genomfördes mätningar av dränering och utläckage av organiska och oorganiska ämnen. På basis av resultaten utvecklades en metod för modellering av utläckage av metaller och andra ämnen samt en beräkning av utflöde och ackumulation upp till 1000 år. Utläcket sätts i relation till den naturliga markvittringen på platsen. Genom att studera utläckage av metaller och andra ämnen från vägen fås en bild av storleken och varaktigheten hos de geokemiska anomalier som detta skapar i landskapet.

2.1 Genomförande

Projektarbetet har delats upp i följande moment:

- Karakterisering av bottenaskan och övriga vägmateriäl
- Kartläggning av områdets regionala geokemi samt den regionala markvittringen och transporten av oorganiska ämnen
- Undersökningar av provvägen i fält
- Utvärdering av läckage av organiska ämnen från vägen
- Utvärdering och modellering av oorganiska från vägen
- Utvärdering av geokemiska anomalier och deras förändring över tid
- Bedömning av miljöbelastning.



Figur 2.1a-b. Provväg med bottenaska från avfallsförbränning vid Dåva kraftvärmeverk. I föreliggande projekt studerades två delsträckor; Sträcka 1, referenssträcka uppbyggd med makadam samt Sträcka 4 uppbyggd med aska.



Figur 2.2. Upplag av bl.a. inplastade balar med sorterat hushållsavfall inom Dåva området. Provvägen är belägen nedströms upplagsområdet.

3 PROVVÄGENS UPPBYGGNAD OCH MATERIALEGENSKAPER

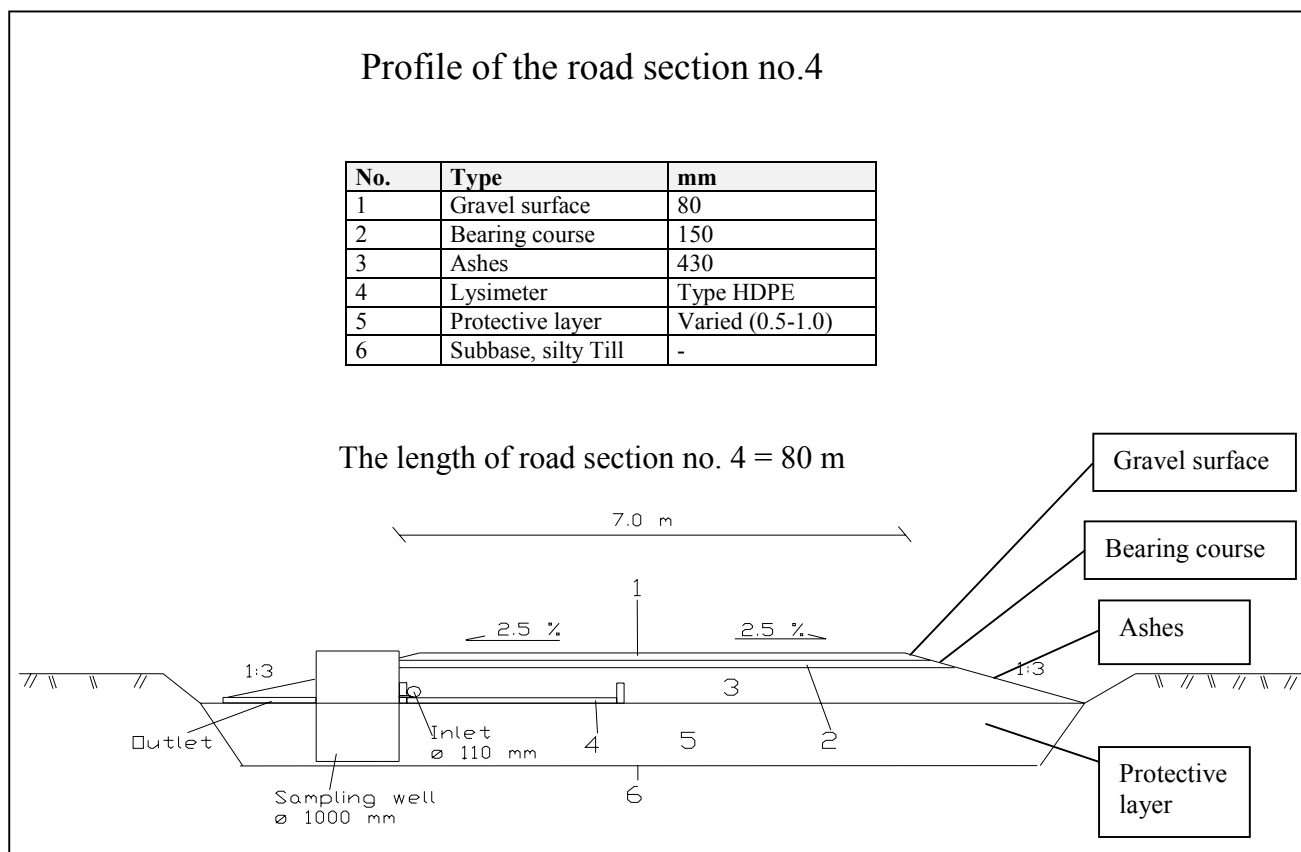
Provvägen byggdes under augusti-september 2001, inom det inhägnade värmeverksamrådet dit också lagringen av sorterat avfall är lokaliserad, figur 3.1. Vägen är anlagd över en tidigare myrmark. Torvjorden, ca 0,5 m mäktig schaktades bort ner till undergrunden bestående av sandig siltig svagt laminerad morän med mer än 2 meters mäktighet, där den geotekniska sonderingen avbröts. På den avbanade terrassytan lades ett ca 0,5 m mäktigt skyddsskikt av sand, figur 3.2, (varierande mäktighet beroende på undergrundens ojämnheter). Däröver lades (utan materialskiljande geotextil eller dylikt) 0,43 m sorterad bottenaska. På askan lades ett 150 mm slikt av obundet bärlager, makadam (0-32 mm) och i ytan ett 80 mm grusslitlager (0-16 mm). Makadammen har levererats från NCC:s ballasttåkt, Stöningsberget (bergtäkt), medan materialet till skyddslagret levererades från en naturgruståkt i Sävar.

3.1 Textur och hydraulisk konduktivitet

Prover togs på fyra nivåer i undergrunden, 0-80 cm under den avbanade ytan, och slogs samman till ett samlingsprov. Övriga materialskikt prov togs med cylinderprovtagare (335 cm³) efter det att materialen lagts på plats. Materialens porositet, skrymdensitet och hydrauliska konduktivitet framgår av tabell 3.1.



Figur 3.1. Provvägen i Dåva där skyddslagret av sand håller på att läggas ut på den avbanade terrassytan. På bilden ses också den undre delen på en brunnarna där uppsamlingsutrustning för lysimetervatten installerades.



Figur 3.2. Provvägens uppbyggnad.

Tabell 3.1. Vägbyggnadsmaterialens porositet, skrymdensitet och hydrauliska konduktivitet. Cylinderprovtagning från utlagda material i vägkroppen.

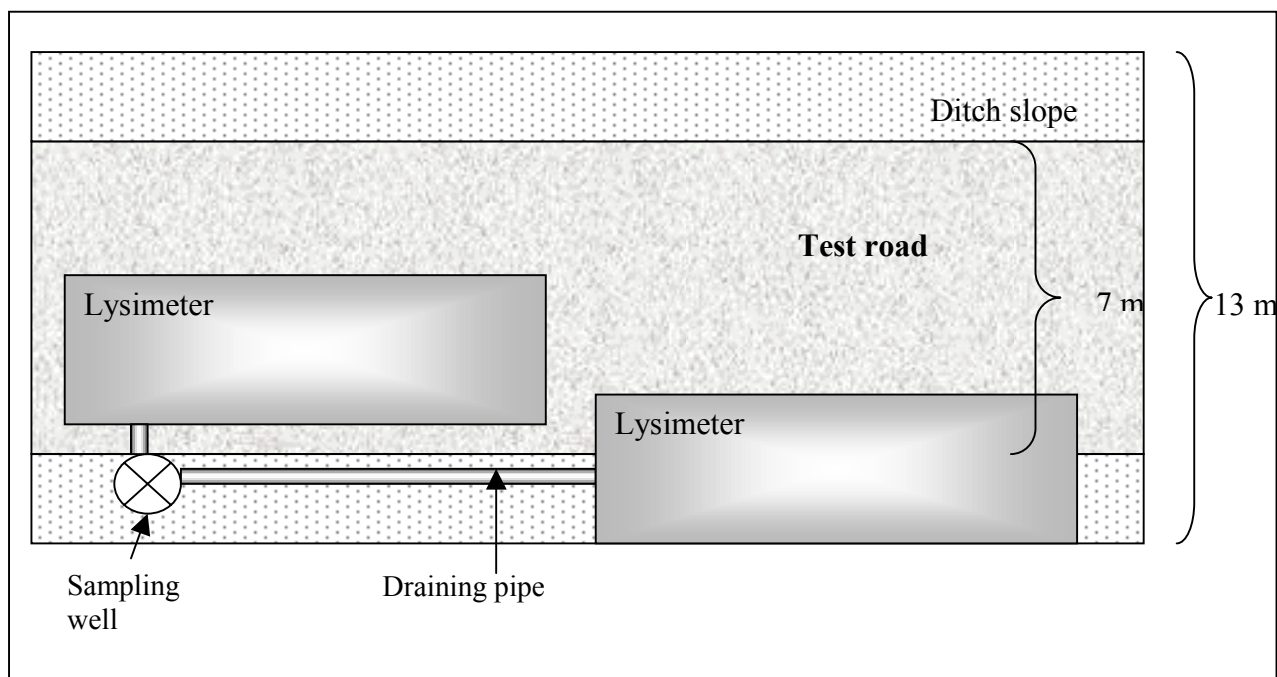
Material	Tot. porositet % (n)	Eff. porositet (vid fri dränering) % (n_e)	Skrymdensitet t/m ³	Hydraulisk konduktivitet m/s
Grusslitlager prov 1	40	24	1,9	$3,8 \times 10^{-4}$
Grusslitlager prov 2	55	36	1,7	$5,7 \times 10^{-5}$
Bärlager prov 1	39	20	1,9	$1,5 \times 10^{-4}$
Bärlager prov 2	39	24	1,8	$2,3 \times 10^{-4}$
Bottenaska prov 1	64	31	1,5	$7,3 \times 10^{-4}$
Bottenaska prov 2	59	24	1,3	$4,9 \times 10^{-4}$
Skyddslagret prov 1	34	6	1,9	$6,0 \times 10^{-5}$
Skyddslagret prov 2	34	8	1,9	$5,9 \times 10^{-5}$
Skyddslagret prov 3	44	15	1,8	$1,4 \times 10^{-4}$
Skyddslagret prov 4	37	8	1,7	$3,8 \times 10^{-6}$
Skyddslagret prov 5	31	4	2,0	$9,1 \times 10^{-6}$
Undergrunden	23	-	2,05	$1,2 \times 10^{-7}$

3.2 Lysimetrar

Lysimetrar av plastduk, typ HDPE, med en area av 2 x 15 m installerades ovanpå skyddslagret, omedelbart under asklagret. Två lysimetrar installerades vid varje prov-

sträcka. En lysimeter lades helt under vägytan och en som sträcker sig från vägytan ut mot dikets innerslänt, se figur 3.3. Lysimetrarna installerades under vecka 39 år 2001. Samtliga beräkningar av infiltration och utlakning utgår från 2001-09-27 som startdatum.

Från lysimetrarna leddes vattnet i markavloppsrör, PVC diameter 110 mm, till uppsamlingsbrunnar av 1600 mm betongrör. I brunnarna byggdes ett trädäck där uppsamlingsutrustningen installerades. För analys av organiska ämnen installerades ett lufttätt arrangemang med teflonslang (diam 19 mm) till en 10 l glasflaska med bräddavlopp via vattenlås till vippflödesmätare. För analys av oorganiska ämnen installerades motsvarande uppsamling med PP-slang (med en mässingskoppling) och 5 l polyetenkärl, med bräddavlopp till vippflödesmätare, se figur 3.4. Alla uppsamling fungerade med självfall. Från lysimetrarna under vägmitt fördelades vattnet så att ca 50 % av flödet gick till vardera glas- respektive plastflaskan (för organiska resp oorganiska analyser). Från Lysimeter ut mot dikesslänten samlades allt vatten i plastdunkar och endast oorganiska ämnen analyserades.



Figur 3.3. Två lysimetrar, vardera 2 x 15 m, installerade i under vägytan respektive i kanten av vägytan.



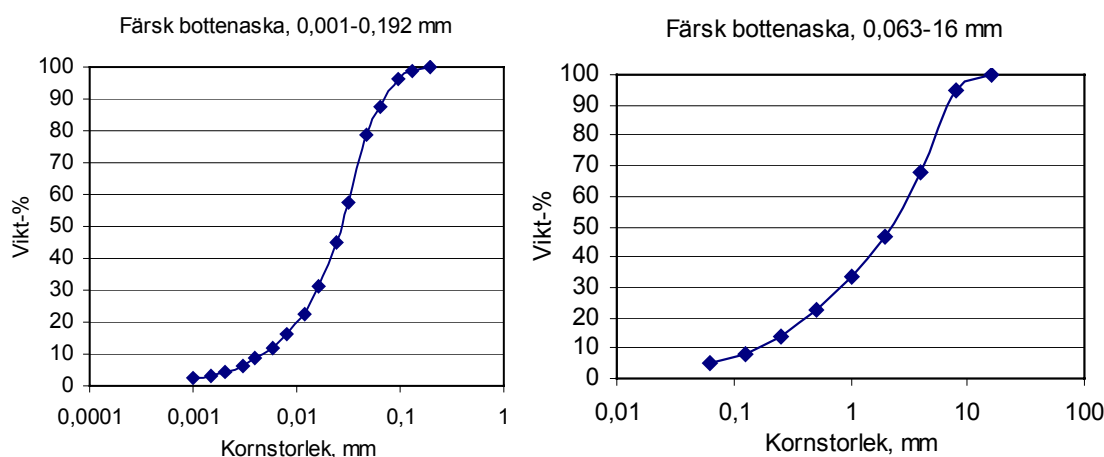
Figr 3.4. Installerade uppsamlingskäril och vippflödesmätare i en uppsamlingsbrunn.

4 VÄGMATERIALENS GEOKEMISKA SAMMANSÄTTNING OCH LABORATORIELLA LAKEGENSKAPER

Provvägens utlakning av organiska och oorganiska ämnen styrs av utlakningsegenskaperna hos de ingående materialskikten, men också av den adsorption som kan ske inom olika skikt. Som ett led i förståelsen av vägens totala utlakning genomfördes laboratorielaktest på de ingående vägmaterialet. Genom att sätta utlakningen från enskilda lager i vägen i relation till den uppmätta och modellerade utlakningen för respektive lager fås en bild av den sorption som kan ske i olika delar av vägkroppen.

4.1 Kornstorleksfördelning av bottenaskan

Kornstorleksfördelningen bestämdes genom siktanalys och lasergranulometri och redovisas i figur 4.1. Materialet utgörs till största del av partiklar motsvarande grus (2-60 mm) och sand (0,06-2 mm). Ca 5 vikt-% utgörs av material finare än 0,063 mm. Ett mått på det organiska innehållet i askan ges av glödningsförlusten vid 550 °C. Glödningsförlusten uppmättes till ca 1,5% i bottenaskan (2 prover).



Figur 4.1. Kornstorleksfördelning hos den aktuella bottenaskan

4.2 Laboratorielakningar av oorganiskt innehåll i material till provväg

4.2.1 Lakmetoder

4.2.1.1 Tillgänglighetstest

Den potentiellt utlakbara mängden, dvs. den mängd som kan laka ut då kornstorlek, alkalinitet, koncentrationsskillnader eller tid inte begränsar utlakningen, bestäms genom ett standardiserat förfarande, s.k. tillgänglighetstest. Tillgänglighetstestet avspeglar den potentiellt tillgängliga mängden av ett ämne som är lakbart på mycket lång sikt.

Testet, som utförs enligt Nordtest NT ENVIR 003, är ett pH-statiskt försök med ett mycket stort förhållande mellan vätska och fast fas ($L/S^1=200$ i två steg). Materialet är

¹ L/S =Liquid/Solid, dvs. kvoten mellan mängd vätska och fast fas.

nedmalt till $<125\ \mu\text{m}$. Under lakningen hålls pH konstant med $\text{pH}=7$ under tre timmar i första steget och $\text{pH}=4$ under 18 timmar i andra steget.

4.2.1.2 Tillgänglighetstest, oxiderat

För att studera tillgängligheten under oxiderade förhållanden utförs oxiderat tillgänglighetstest. Testet utförs enligt Nordtest NT ENVIR 006 där metoden är samma som ett vanligt tillgänglighetstest men med tillsats av väteperoxid för att hålla oxiderade förhållanden.

4.2.1.3 Tidsberoende utlakning, CEN

Den tidsberoende utlakningen undersöks översiktligt genom skakförsök i två steg. Metoden finns föreslagen som europeisk standard, prEN 12457-3. Utförandet innebär att prov blandas med avjoniserat vatten vid $\text{L/S}=2$ och skakas i en vändapparat. Lakvätskan avskiljs varefter ytterligare vätska sätts till materialet så att det ackumulerade förhållandet motsvarar $\text{L/S } 10$. Vid $\text{L/S } 2$ skakas provet i 6 timmar och vid $\text{L/S } 10$ i 18 timmar.

4.2.1.4 Kolonnlakning

Denna metod har endast nyttjats för lakning av organiska föreningar från askan. Metoden beskrivs i Nilsson m. fl. (2002) och kan kortfattat sammanfattas enligt följande. Avjoniserat vatten pumpas underifrån in i kolonn med ett flöde motsvarande $\text{L/S } 0,1$ per dygn. Prov uttas upp till fyra gånger i intervallet $\text{L/S } 0 - \text{L/S } 2$. Varje prov motsvarar medel av vad som lakats ut inom varje L/S delintervall.

4.2.2 Utlakning från grusslitlager

Grusslitlagret utgörs av krossat kristallint urberg. I tabell 4.1 redovisas resultaten från tillgänglighetstesterna (TT) tillsammans med resultaten från tillgänglighetstesterna under oxiderande förhållanden samt resultat från tidsberoende skaktest. Ett urval av dessa beståndsdelars lakkaraktistik ges i diagram 4.1a-e. Observera att skalan är logaritmisk.

I skaktestet var pH -värdet 7,5 vid $\text{L/S } 2$ och $\text{pH } 9,3$ vid $\text{L/S } 10$. Ledningsförmågan var på motsvarande sätt 595 mS/m vid 25°C vid $\text{L/S } 2$ och 29,0 mS/m vid $\text{L/S } 10$. Redox vid $\text{L/S } 2$ var 361 mV och 280 mV vid $\text{L/S } 10$ vilket indikerar delvis oxiderade förhållanden.

Ledningsförmågan indikerar att utlakningen av laddade komponenter i stor utsträckning sker tidigt. Med undantag av koppar visar tillgänglighetstesterna begränsad ökning av utlakningen vid forcerad oxidation (TT ox) vilket pekar på att materialet i huvudsak redan är oxiderat. Utlakningen av koppar ökade vid ökad oxidationsgrad. Störst potential för utlakning har klorid följt av natrium, kalcium och kalium. Minst utlakning sker av kvicksilver och arsenik som i samtliga fall låg under detektionsgräns.

För ca 1/5-del av de i lakvattnen analyserade beståndsdelarna (Cl, Na, S, SO_4 , Mo) har över 50 % av vad som lakats ut vid $\text{L/S } 10$ redan lakats ut vid $\text{L/S } 2$. Av dessa är Na mest lättlakat; allt Na tillgängligt för lakning (beaktat antingen tillgängligt eller till-

gängligt oxiderat tillstånd) har lakats ut vid L/S 10. För Cl gäller att ca 80 % av tillgängligt är utlakat vid L/S 10, för S, SO₄ och Mo ca 45 % - 75 %.

Tabell 4.1. Ackumulerat utlakat från slitlagermaterialet av valda beståndsdelar med skaktest, TT-test samt TTox-test.

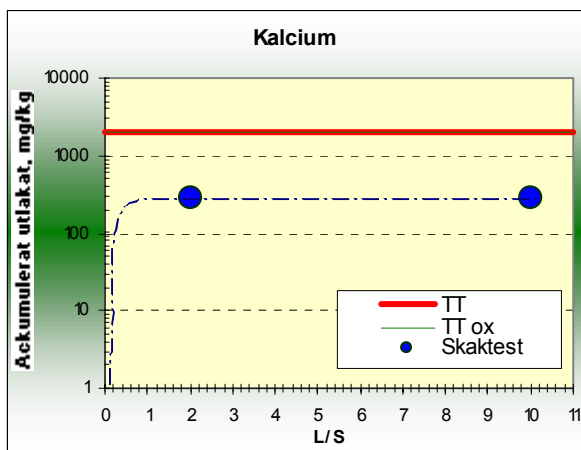
Beståndsdel	Skaktest L/S 2, ack.	Skaktest L/S 10, ack.	TT	TTox
Enhet	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Ca	286	289,3	2013	1972
Cl	3500	3496	4205	4378
Fe	0,1374	1,41	589,9	12,72
K	296	369,2	1808	1682
Mg	10,62	11,89	108,2	93,13
Na	2120	2139	2053	2030
S	182,2	191,8	203,3	250,7
SO ₄	574	603,5	677,6	935,3
Al	0,756	9,318	46,44	105,7
As	<0,006	<0,014	<0,2	<0,2
Ba	0,45	0,9093	88,89	89,15
Cd	0,00035	<0,0007	0,043	0,062
Co	0,00624	0,0167	4,345	3,98
Cr	0,00126	0,0065	<0,1	0,184
Cu	0,0422	0,0952	<0,2	7,104
Hg	<0,00004	<0,0002	<0,004	<0,004
Mn	0,0536	0,0891	34,48	33,43
Mo	0,248	0,3443	0,369	0,754
Ni	0,00496	0,0092	0,899	0,85
Pb	0,0022	0,0141	0,099	0,17
Sb	0,00592	0,0109	0,04	0,021
Se	0,00638	0,0081	0,026	0,033
V	0,00426	0,0517	0,205	0,645
Zn	0,0388	0,2852	5,56	7,084

Av de beståndsdelar som redovisas i diagram 4.1a – e fås att den tidsberoende utlakningen visar på en relativt snabb initial utlakning av de flesta ämnena. Av metallerna är det endast zink som visar en kontinuerlig utlakning över tid.

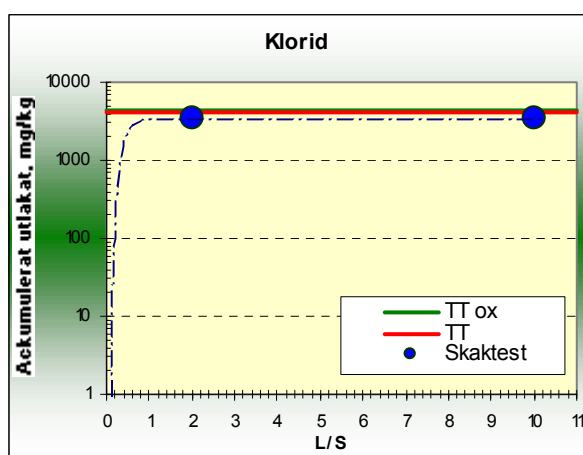
Jämförs ackumulerad utlakning från slitlagermaterialet med ackumulerad utlakning från askan (tabell 4.1 och tabell 4.6) för bl a ett antal viktiga tungmetaller, fås att Cl, Fe, och Zn lakas ut från slitlagret i avsevärt större mängder, tabell 4.2. Askan däremot lakar ut avsevärt mer av Cr, Cu, Cd, Ca, och Ni. Andel Pb från slitlagermaterialet är drygt hälften av vad askan lakar ut.

Diagram 4.1a-e. Ackumulerat utlakat (mg/kg), totalt tillgängligt (TT) samt totalt tillgängligt oxiderat (TT ox), av kalcium (a), klorid (b), sulfat (c), koppar (d) samt zink (e) från slitlager. Streckade linjer kopplade till punkter avspeglar EJ reella värden, endast för okulärt stöd. OBS, y-axeln logaritmerad.

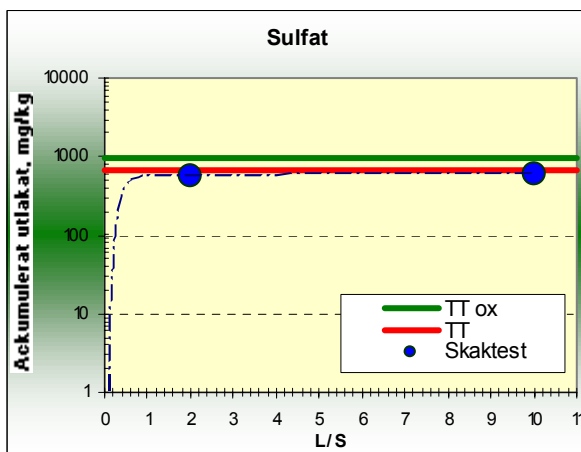
a/



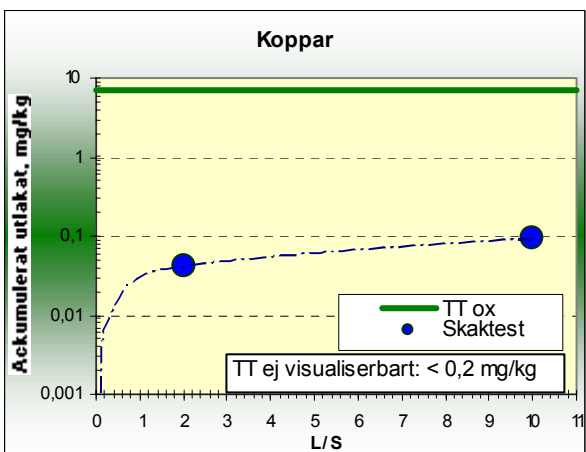
b/



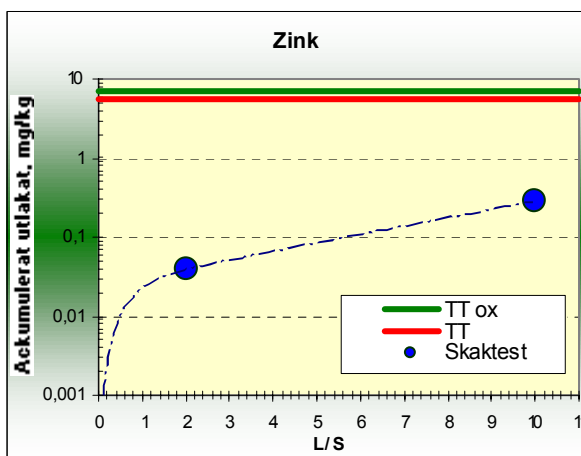
c/



d/



e/



Tabell 4.2. Procentuell andel ackumulerat utlakat av valda ämnen från slitlagermaterialet vid L/S 2 och L/S 10, i förhållande till utlakat från askan (tabell 4.1 och 4.6).

L/S	2	10	L/S	2	10
Slitlagermaterial / aska, %			Slitlagermaterial / aska, %		
Ca	29	19	Cr	1	4
Cl	170	127	Cu	6	10
Fe	137	415	Ni	25	23
SO ₄	31	33	Pb	55	71
As	a	a	Zn	388	713
Cd	18	a			

a/ Ej beräkningsbart

4.2.3 Utlakning från bärlager

Bärlagret utgörs av krossat kristallint urberg. I tabell 4.3 redovisas resultaten från tillgänglighetstesterna (TT) tillsammans med resultaten från tillgänglighetstesterna under oxiderande förhållanden samt resultat från tidsberoende skaktest. Ett urval av dessa beståndsdelars lakkarakteristik ges i diagram 4.2a-6e. Observera att skalan är logaritmisk.

Tabell 4.3. Ackumulerat utlakat från bärlagermaterialet av valda beståndsdelar med skaktest, TT-test samt TTox-test.

Beståndsdel	Skaktest L/S 2, ack.	Skaktest L/S 10, ack.	TT	TTox
Enhet	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Ca	13,14	27,62	1530	1634
Cl	818	837,5	1096	1134
Fe	0,21	6,381	711,1	7,184
K	108,2	188,5	1323	975,1
Mg	1,244	3,92	104,2	90,35
Na	486	528,8	593,6	583,1
S	18,74	23,75	<40	71,44
SO ₄	55	65,23	<200	298,5
Al	2,24	15,58	35,06	99,5
As	0,0029	<0,011	<0,2	<0,2
Ba	0,1392	0,4444	54,98	41,19
Cd	0,00039	0,0022	0,026	0,049
Co	0,00126	0,0173	4,143	4,239
Cr	0,00114	0,0137	0,101	0,163
Cu	0,00986	0,0224	<0,2	5,453
Hg	<0,00004	<0,0002	0,009	<0,004
Mn	0,00344	0,0882	32,07	32,04
Mo	0,0544	0,0847	0,182	0,388
Ni	0,00166	0,0104	0,956	0,814
Pb	0,0008	0,0075	<0,04	0,054
Sb	0,00141	0,0022	<0,02	<0,02
Se	0,00152	0,003	0,006	0,029
V	0,01686	0,0786	0,283	0,603
Zn	0,00524	0,3729	2,669	6,07

I skaktestet var pH-värdet 8,9 vid L/S 2 och pH 9,5 vid L/S 10. Ledningsförmågan var på motsvarande sätt 145 mS/m vid 25°C vid L/S 2 och 12,8 mS/m vid L/S 10. Redox

vid L/S 2 var 329 mV och 292 mV vid L/S 10 vilket indikerar delvis oxiderade förhållanden. Ledningsförmågan indikerar att utlakningen av laddade komponenter i stor utsträckning sker tidigt. Utlakningen följer i huvudsak samma mönster som för grusslitlagret men den utdragna utlakningen av zink tycks vara än mer uttalad för bärlagret.

För ca 1/3-del av de i lakvattnen analyserade beståndsdelarna (Cl, K, Na, S, SO₄, Mo, Sb, Se) har över 50 % av vad som lakats ut vid L/S 10 redan lakats ut vid L/S 2. Av dessa är Cl och Na mest lättlakade, över 70 % av totalt tillgängligt (TT) och totalt tillgängligt oxiderat (TTox) har av dessa lakats ut vid L/S 10. Av de beståndsdelar som redovisas i diagram 6a – 6e fås att den tidsberoende utlakningen visar på en relativt snabb initial utlakning av de flesta ämnena. Av metallerna är det endast zink som visar en kontinuerlig utlakning över tid.

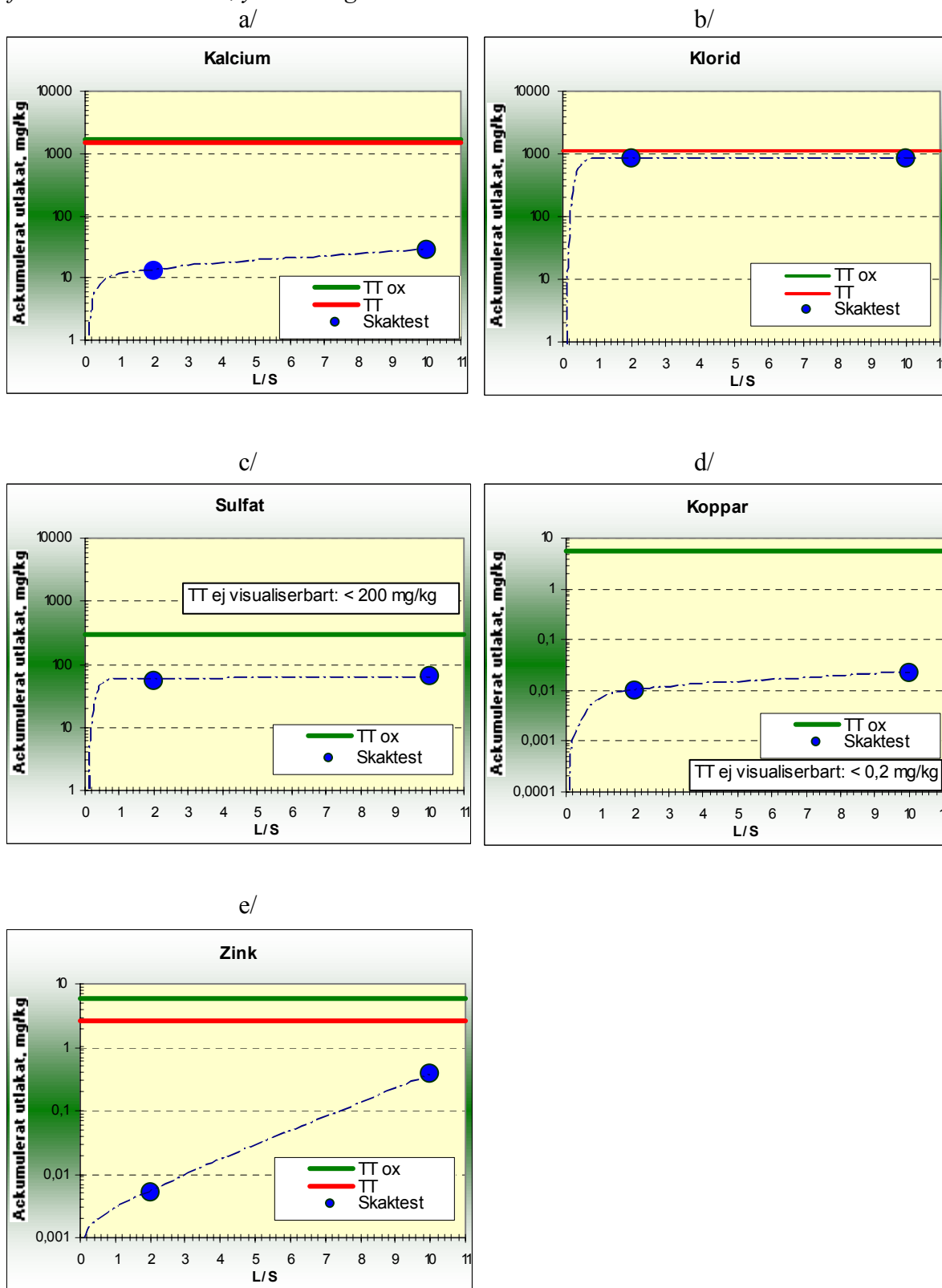
Jämförs ackumulerad utlakning från bärlagermaterialet med ackumulerad utlakning från askan (tabell 4.3 och tabell 4.6) för bl a ett antal viktiga tungmetaller, tabell 4.4, fås att Fe och Zn, (det senare vid L/S 10) lakas ut från slitlagret i avsevärt större mängder. Cd lakas ut ca 5 ggr mer från askan vid L/S 2 men vid L/S 10 lakas ungefär lika mycket av Cd från de båda materialen. Jämfört med bärlagermaterialet lakar askan ut avsevärt mer av Cu, Ca, Cr, SO₄, Ni och Pb. Andel Cl från slitlagermaterialet är under hälften av vad askan lakar ut.

Tabell 4.4. Procentuell andel ackumulerat utlakat av valda ämnen från bärlagermaterialet vid L/S 2 och L/S 10, i förhållande till utlakat från askan (tabell 4.3 och 4.6).

L/S	2	10	L/S	2	10
Bärlagermaterial / aska, %			Bärlagermaterial / aska, %		
Ca	1	2	Cr	1	8
Cl	40	30	Cu	1	2
Fe	210	1877	Ni	8	26
SO ₄	3	4	Pb	20	38
As	32	a	Zn	52	932
Cd	20	110			

a/ Ej beräkningsbart

Diagram 4.2a-e. Ackumulerat utlakat (mg/kg), totalt tillgängligt (TT) samt totalt tillgängligt oxiderat (TT ox), av kalcium (a), klorid (b), sulfat (c), koppar (d) samt zink (e) från bärlager. Streckade linjer kopplade till punkter avspeglar EJ reella värden, endast för okulärt stöd. OBS, y-axeln logaritmerad.



4.2.4 Totalhalter och utlakning från bottenaska från Dåva kraftvärmeverk

Dåva kraftvärmeverk eldas med sorterat hushållsavfall och restprodukter från skogsindustrin. Anläggningen togs i bruk i augusti 2000. Den aktuella pannan är rostereldad och är Sveriges i dag tredje största panna för avfallsförbränning. Pannan håller en temperatur på 850-1000 grader C.

Delprover togs ut vid askutmatningen 2 ggr/dag under en tvåveckors period vintern 2001. Delproverna slogs samman till ett samlingsprov. Askan sorterades sedan genom siktning och magnetseparering vilket är de normala förfarandet för den aktuella aska. Vid sorteringen togs representativa delprover ut till ett samlingsprov som användes både för karakterisering av färsk och lagrad aska. Lagring av aska skedde i lådor av obehandlat virke. Askan fylldes upp till ca 1 m mäktighet. För de organiska undersökningarna karbonatiserades askan på laboratorium med hjälp av koldioxid (för metodbeskrivning se vidare Nilsson m. fl., 2002).

Askans sammansättning redovisas i tabell 4.5. Askan utgörs till största del av föreningar med kisel och kalcium. Av tungmetaller förekommer koppar, zink och bly i högst halter. Även innehållet krom är noterbart.

Tabell 4.5. Uppmätta totalhalter, enhet mg/kg TS (medel 2 prov).

Ämne	Färskt	Lagrat	Ämne	Färskt	Lagrat	Ämne	Färskt	Lagrat
Si	217413	208295	S	4620	4435	As	42,5	40,6
Ca	106862	105432	Pb	2735	1905	V	30,1	78,2
Fe	83910	101041	Ba	2230	1990	Co	29,2	20,0
Al	57971	64853	Mn	1622	2137	La	18,5	16,5
Na	36726	30605	Cr	786,5	1230	Y	16,9	15,2
Mg	13899	13477	Sr	412	397	Nb	13	14,2
K	10999	10003	Ni	433	201	Cd	5	4,79
Ti	7764	8123	Zr	311	290	Sc	1,61	3,64
P	6265	5785	Sn	166	372	Be	0,62	0,6
Cu	6085	5485	W	150	60	Hg	0,1	0,1
Zn	4340	5620	Mo	71,9	129			

Sex stycken prover togs från aska som använts i den byggda provvägen som kvalitets-säkring av askan och dess lakegenskaper. Dessa prover kan närmast jämföras med lagrad aska. Askan hade lagrats 4-7 månader. Fullständiga analysprotokoll från kvalitetskontrollen redovisas i bilaga 4.

Utlakade mängder av några ämnen i tillgänglighetstesten och skakförsöken på färsk och lagrad aska samt resultat från kvalitetssäkringen redovisas i tabell 4.7 och 4.8. Ett dubbelprov från de båda försöken skickades till SGAB Analytica istället för till det kanadensiska laboriet XRAL. Resultaten för dessa två prov stämmer väl överens med de övriga analyserna. De variationer som ses kan sannolikt förklaras av variationer i askan.

Utlakade mängder av sexvärt krom uppgick till mellan <0,04 mg/kg vid L/S 2 till 0,22 mg/kg vid L/S 10 i skakförsöken.

På den färska askan gjordes endast mätning på ett dubbelprov av glödningsförlusten. På askan som ingick i kvalitetssäkringen gjordes totalt 12 st mätningar. Glödningsförlusten vid 550 °C uppmättes till 2,2% som medelvärde med värden mellan 1,6-2,8%.

Tabell 4.6. Jämförelse, utlakade mängder av några ämnen i tillgänglighetstest, enhet mg/kg TS.

Ämne	Aska provväg (kvalitetssäkring) , TT				Lagrad aska, TT	
	Medel 12 prov (XRAL)	Std	Medel 2 prov (SGAB)	Std	Medel 2 prov (XRAL)	Std
Ca	30158	753	28557	704	33199	993
Fe	1736	414	1398	424	2671	186
Cr	4,0	0,60	4,8	0,20	3,5	0,23
Ni	17	5,9	12	0,3	32	17
Cu	623	92	421	41	490	35
Zn	1958	329	1510	32	1737	31
As	0,49	0,08	0,29	0,01	0,48	0,00
Cd	4,5	6,0	1,1	0,04	1,2	0,11
Pb	193	93	199	2,8	133	12
SO ₄ ²⁻	8564	883	8756	2533	8706	624
Cl ⁻	2741	478	4179	844	2758	184
TOC	815	309	1025	492	983	28
TIC	207	13			211	14

Tabell 4.7. Jämförelse, utlakade mängder av några ämnen i skakförsök vid L/S 2, enhet mg/kg TS.

Ämne	Aska provväg (kvalitetssäkring) , L/S 2				Lagrad aska, L/S 2	
	Medel 12 prov (XRAL)	Std	Medel 2 prov (SGAB)	Std	Medel 2 prov (XRAL)	Std
Ca	955	233	515	9,9	957	903
Fe	0,10	0,0	0,03	0,003	0,10	0,23
Cr	0,13	0,05	0,12	0,03	0,03	0,007
Ni	0,02	0,003	0,01	0,0002	0,03	0,005
Cu	0,67	0,13	4,3	0,14	2,3	0,50
Zn	0,01	0,007	0,03	0,003	0,01	0,02
As	0,009	0,001	0,002	0,0	0,006	0,002
Cd	0,002	0,0002	0,0001	0,0	0,002	0,0002
Pb	0,004	0,002	0,009	0,01	0,004	0,006
SO ₄ ²⁻	1868	542	770	71	1268	362
Cl ⁻	2063	540	2400	0,0	1675	378
TOC	61	20	230	14	84	34
TIC	2	0			5,3	7,0

Tabell 4.8. Jämförelse, utlakade mängder av några ämnen i skakförsök vid L/S 10, enhet mg/kg TS.

Ämne	Aska provväg (kvalitetssäkring), L/S 10				Lagrad aska, L/S 10	
	Medel 12 prov (XRAL)	Std	Medel 2 prov (SGAB)	Std	Medel2 prov (XRAL)	Std
Ca	1527	270	589	5,0	2417	897
Fe	0,34	0,005	0,04	0,0001	0,50	0,23
Cr	0,17	0,06	0,12	0,01	0,05	0,009
Ni	0,04	0,004	0,01	0,0004	0,03	0,006
Cu	0,97	0,17	3,9	0,07	1,5	0,30
Zn	0,04	0,03	0,05	0,0001	0,04	0,02
As	0,01	0,0009	0,003	0,0	0,008	0,002
Cd	0,002	0,0002	0,0001	0,0	0,002	0,00007
Pb	0,02	0,008	0,03	0,009	0,02	0,008
SO ₄ ²⁻	1851	536	685	47	1821	361
Cl ⁻	2759	764	2072	31	2288	362
TOC	80	24	204	9,1	139	35
TIC	7	0			18	7,7

4.2.5 Summering av delutlakningar från de enskilda materialen för några utvalda beståndsdelar

I tabell 4.9 ges resultat från skaktestlakning av enskilda material (slitlager, bärlager samt askan) som användas i provvägen. I tabellen har dessa lakresultat (ackumulerat utlakat vid L/S 2 och L/S 10) dessutom summerats för att motsvara en teoretiskt ackumulerad utlakning gemensamt för alla tre materialen, samt den procentuella andelen härrörande från askan.

Tabell 4.9 Sammanställning av skaktestlakning av vägmaterial av ett urval av ämnen. Askans andel av den totala utlakningen är redovisad. Alla resultat i mg/kg.

Lakat material	Slitlager-material		Bärlager-material		Askmaterial 1/		Summering av utlakning från slit-, bär- och aska		Askans % andel av tot	
	Ack. L/S 2	Ack. L/S 10	Ack. L/S 2	Ack. L/S 10	Ack. L/S 2	Ack. L/S 10	Teoretiskt ack. L/S 2	Teoretiskt ack. L/S 10	L/S 2	L/S 10
Beståndsdel(mg/kg)										
Ca	286	289,3	13,14	27,62	995	1527	1294	1844	77	83
Na	2120	2139	486	528,8	1046	1104	2606	2667,8	40	41
Cl	3500	3496	818	837,5	2063	2759	6381	7093	32	39
SO ₄	574	603,5	55	65,23	1868	1851	2497	2520	75	73
Cu	0,0422	0,0952	0,0099	0,0224	0,67	0,97	0,722	1,088	93	89
Cr	0,0013	0,0065	0,0011	0,0137	0,13	0,17	0,132	0,190	98	89
TOC					61	80				

1/ från Nilsson m. fl, (2002).

Resultaten från tabell 4.9 har lagts in i diagram 4.3 och 4.4. Tillsammans med en matematisk funktion anpassad till uppmätta data. Anpassningen har baserats på ekvationen $Y=A \cdot X(B+X)$ där värdena på konstanterna A och B matematiskt beräknats och optimerats (dvs bästa matematiska anpassning till reella data) med iterativ sk "Spline"-matematik (Pohl och Eriksson, 1978). Y motsvarar ackumulerat utlakat och X motsvarar L/S. Konstanterna A och B kan beräknas då minst tre punkter (med x- och y-värden)

är kända på den tänkta kurvan. I föreliggande fall har, förutom värdena för ackumulerat utlakat vid L/S 2 och L/S 10, även används ackumulerat utlakat motsvarande 0 mg/kg TS vid L/S 0. Huruvida utlakningen kan motsvaras av angiven ekvation har inte gått att verifiera men kurvorna bedöms ändå ge en någorlunda korrekt bild av utlakningsförloppet. I diagrammen ges erhållna värden på konstanterna A och B.

Diagram 4.3. Teoretiskt summerat ackumulativt utlakat vid L/S 2 och L/S 10 av klorid, sulfat samt kalcium från slit-, bär- samt asklager (från tabell 4.9) samt matematisk anpassning enligt approximerad anpassningsekvation $A \cdot X / (B + X)$.

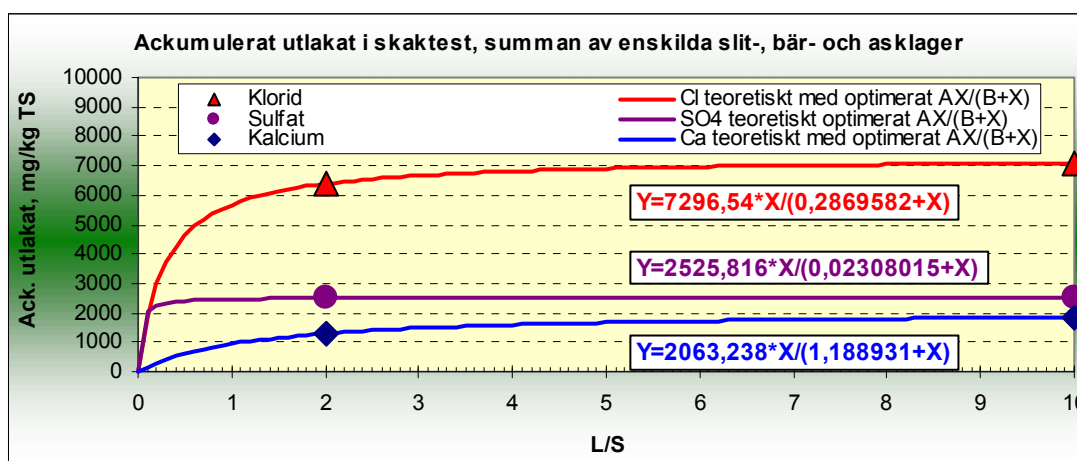
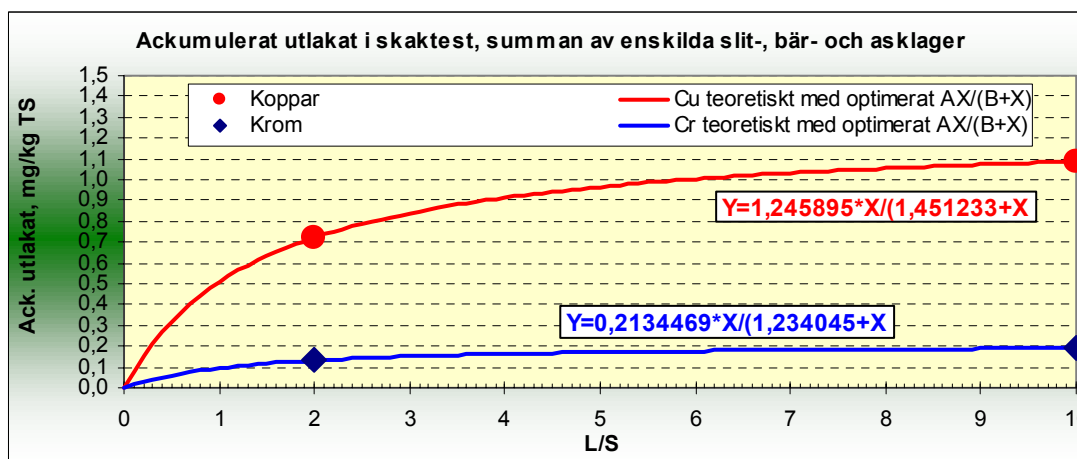


Diagram 4.4. Teoretiskt summerat ackumulativt utlakat vid L/S 2 och L/S 10 av koppar och krom från slit-, bär- samt asklager (från tabell 4.9) samt matematisk anpassning enligt approximerad anpassningsekvation $A \cdot X / (B + X)$.



4.3 Totalhalter av organiska ämnen i makadammaterial

Prover för analys av organiskt innehåll togs som samlingsprover från slitlagret vid sektion 0/360 och 0/388, båda inom den öppna vägsträckan 4. Proverna togs i samband med vägbyggnation (provtagningsdatum 2001-0817) från 0-10 cm djup och 15-25 cm djup under schaktytan. Prover från bärlagret togs vid sektion 0/310 och 0/327.

Nedanstående ämnen analyserades och var i samtliga fall under detektionsgräns i alla prover. Inga lakteter utfördes.

alifater >C10-C12	n-C27	fenantren
alifater >C12-C16	n-C28	fluoranten
alifater >C16-C35	n-C29	fluoren
alifater >C5-C8	n-C30	naftalen
alifater >C8-C10	*bens(a)antracen	PAH övriga
n-C15	*bens(a)pyren	summa 16 EPA-PAH
n-C16	*bens(b)fluoranten	butylbensylftalat
n-C17	*bens(k)fluoranten	di-(2-etylhexyl)ftal
n-C18	*dibens(ah)antracen	di-cyklohexylftalat
n-C19	*indeno(123cd)pyren	di-isobutylftalat
n-C20	*krysen	di-n-butylftalat
n-C21	*PAH cancerogena	di-n-oktylftalat
n-C22	Acenaften	di-n-propylftalat
n-C23	Acenaftylen	di-pentylftalat
n-C24	Antracen	dietylftalat
n-C25	benso(ghi)perylene	dimetylftalat
n-C26	Pyren	

4.4 Totalhalter och kolonnutlakning av organiska ämnen i askan

Detta avsnitt är indelat i tre inledande underavsnitt som behandlar resultat från analys av totalhalter i askan, samt i tre efterföljande underavsnitt som behandlar resultat från lakteter på laboratorium.

4.4.1 Riktade analyser, totalhalter

Askprov för analys av totalhalt organiska ämnen krossades ned till < 1 mm kornstorlek, placerades i en handskbox med fuktig atmosfär innehållande 100 % koldioxid. Askan utsattes för denna atmosfär tills den karbonatiserats fullständigt (baserat på pH-mätning till pH 8) för att efterlikna 6 månaders lagring (Nilsson m. fl., 2002):

Ftalater

Av 10 undersökta ftalater kunde endast di-(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) kvantifieras (detektionsgräns 0,80 mg/kg TS). Halten av DEHP var 1,5 mg/kg TS. Eftersom just DEHP anses vara en av de mest miljöfarliga ftalaterna bör denna ftalat inte förekomma som rest från förbränning (Nilsson m. fl., 2002).

PAH

Askans innehåll av 16PAH i form av summa cancerogena PAH var 0,93 mg/kg TS och av summa övriga PAH 0,25 mg/kg TS. Gränsvärde för inert avfall (NFS 2004:10) är 10 mg/kg TS resp. 40 mg/kg TS. Då varje enskild PAH analyserades framkom att det endast var de medeltunga och tunga PAHerna som detekterades (Nilsson m. fl., 2002).

Dioxiner

Analys av polyklorerade dioxiner och furaner (PCDD/F) har utförts av Miljökemi, Umeå Universitet, på två prover från bottenaskan. Detekterade halter var 34 ng/kg TS resp. 18 ng/kg TS (i båda fallen beräknade som TCDD-ekv. I-TEQ). Jämförs dessa värden med riktvärden för förorenad mark (NV, 1996) fås att halterna låg över det generella riktvärdet för känslig markanvändning (10 ng/kg TS), men avsevärt under det ge-

nerella riktvärdet för mindre känslig markanvändning, MKM (250 ng/kg TS, gällande både för MKM och MKM med grundvattenskydd).

Övriga föreningar

Inga av de övriga föreningar som genomgick riktad analys i askan förelåg över respektive detektionsnivå. Detta gäller polyklorerade bifenyler, BTEX, klorfenoler, klorbensen, fenoler och kresoler samt bromerade flamskyddsmedel.

4.4.2 Förutsättningslös analys av icke-derivatiserat extrakt; totalhalter

En förutsättningslös, dvs icke-riktad, analys av innehållet i askan gjordes på ett icke-derivatiserat extrakt från ett askprov. Analysen utfördes av ALcontrol AB i form av sk GC/MS-screening med semi-kvantifiering av de mest dominerande föreningarna.

Mineraloljefraktion med n-alkaner i intervallet 22-29 kolatomer dominerade, varav tre kunde semi-kvantifierats. Detekterad oljefrakctions molekylstruktur innehöll enbart raka alkaner. Den sammanlagda semi-kvantifierade totalhalten av de detekterade oljefraktionerna var ca 4 mg/kg TS. Den sammanlagda totalhalten av de icke-kvantifierbara alkaner kunde bara uppskattas mycket grovt till en halt som inte kraftigt översteg totalhalten för de semi-kvantifierade alkanerna. Totalhalten av de semi-kvantifierade alkanerna och de alkaner som med varierande sannolikhet gått att kvantitativt bestämma uppskattades sammantaget grovt till i storleksordningen 1/10-del av svenskt generellt riktvärde för känslig markanvändning och parkmark (generellt riktvärde 100 mg/kg TS). Halten n-alkaner bedömdes härav preliminärt vara låg.

Utöver n-alkaner påvisades två ftalater, di-(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) och dibutylftalat. DEHP förelåg inte i semi-kvantifierbar halt i provet. Dibutylftalat semi-kvantifierades till ca 3 mg/kg TS. För både dibutylftalat och DEHP föreligger svenska tröskelvärden för utsläpp (1 kg/år) från bland annat förbränningsanläggningar (NV, 2001). De detekterade ftalaterna ansågs hypotetiskt kunna härröra från plastmaterial som askan kan ha kommit i kontakt med under lagring/transport. Alternativt skulle de kunna härröra från ofullständigt förbränd plast.

4.4.3 Förutsättningslös analys av derivatiserat extrakt; totalhalter

En förutsättningslös, dvs icke-riktad, GC/MS-screening av innehållet i askan gjordes på ett derivatiserat extrakt från ett askprov. Derivatiseringen (tillsats av silyl-reagens) utfördes för att detektera organiska föreningar som normalt inte är framträdande i den vanliga GC/MS-screeningen, t ex starkt polära föreningar samt termiskt instabila föreningar. Provberedning och analys utfördes vid Tema Vatten, Linköpings Universitet.

I motsats till GC/MS-screeningen på icke-derivatiserat extrakt detekterades inga n-alkaner i det derivatiserade extraktet. Detta är naturligt eftersom främst polära organiska ämnen är derivatiserbara (n-alkaner är opolära). De detekterade föreningarna bestod huvudsakligen av organiska syror av typen alifatsyror. Av dessa var C16- och C18-syror de mest uttalade (n-hexadekansyra, n-oktadekansyra, hexadekansyra, 9-oktadekansyra). Syrorna ingår i den grupp som är mest förhärskande i naturen (C16-C18). Av dessa härrör n-hexadekansyra och n-oktadekansyra främst från djurriket, medan hexadekansyra och 9-oktadekansyra främst härrör från växtriket. Fettsyror är vanligt förekommande i

livsmedel. Över 52 % av totala mängden av de n-alkansyror som kunde semi-kvantifieras i fast prov med GC/MS screening bestod av n-hexadekansyra.

Vidare detekterades tre ftalater (mjukgörare); DEHP, butylbensylftalat (BBP) och p-ftalat (PTA). DEHP förelåg med en semi-kvantitativ halt av ca 1 mg/kg TS. Denna ftalat detekterades även vid den normala GC/MS-screeningen (d.v.s. på icke-derivatiserat extrakt) men utan semi-kvantifiering. PTA detekterades med ca 0,2 mg/kg TS. Inga generella riktvärden för dessa ftalater föreligger för förorenad mark.

Utöver dessa ämnen semi-kvantifierades ett flertal andra organiska ämnen. De ämnen som gick att semi-kvantifiera var bland annat fyra steroider (finns bland annat i animalisk föda) och (förelåg i askan med ca 0,1-1 mg/kg TS), några organiska kväveföreningar (max ca 2 mg/kg TS) och ett fleromättat kolväte (ca 8 mg/kg TS). Kväveföreningen dibensokarbazol gick endast att bestämma kvalitativt (Nilsson m. fl., 2002).

4.4.4 Riktade analyser, utlakade föreningar

Lakning av askprov har utförts i kolonn. Metoden samt resultaten presenteras utförligt i Nilsson m. fl. (2002) och kan sammanfattas enligt följande

Utlakning av ftalater

Ingen av de 10 undersökta ftalaterna lakades ut i detekterbara koncentrationer.

Utlakning av PAH

Endast en PAH av 16 undersökta (acenaften, sk övrig PAH) förelåg i detekterbar halt och då enbart i ett av lakvattnen. Härav erhöles en ackumulerad utlakad mängd vid L/S 2 av summa cancerogena PAH under detektionsgränsen 0,6 µg/kg TS, medan summa övriga PAH förelåg med 0,24 µg/kg TS. Dessa mängder ansågs som mycket låga.

Utlakning av BTEX, alifat- och aromatfraktioner

Halterna för dessa föreningar, analyserat med GC, låg under respektive detektionsgräns i de flesta uttagna lakvattenprov. Undantaget var alifatfraktionen C10-C16 som lakades ut upp till L/S 2 med en ackumulerad mängd av 25 µg/kg TS och alifatfraktion C17-C35 med 10 µg/kg TS. Eftersom halterna förelåg under detektionsgräns i det sista lakvattenprovet (motsvarande L/S 0,8 - 2,0) innebär detta att nämnda ackumulerade utlakade mängder av alifater i realiteten redan förelåg vid L/S 0,8. Medelhalten tot. alifater uppgick maximalt till ca 0,09 mg/l. Utlakade mängder bensen uppgick till 0,13 µg/kg TS och toluen till 0,10 µg/kg TS. De två sistnämnda lakades ut initialt upp till L/S 0,4.

Utlakning av alifatsyror

Alifatsyror kan teoretiskt delas in i alkan-, alken- och alkynsyror. De sistnämnda var inte medtagna i analyserna.

Så gott som alla n-alkansyror i intervallet nC6-nC26 detekterades i alla lakvattnen, totalt ackumulerat 87 µg/kg TS av valda n-alkansyror kvantifierats vid L/S 0,8. Andelen n-C16 alkansyra i lakvattnet vid L/S 0,8 av totala n-alkansyror var 59 %. Vid jämförelse med GC/MS screeningen där denna syra förelåg med över 52 % indikerade god överensstämmelse mellan screeningen och riktade analysen. Liknade goda överensstämmelse erhöles då övriga semi-kvantifierade föreningar jämfördes. Övervägande delen av n-alkansyror låg i intervallet C14 - C18.

Majoriteten av undersökta nC6-nC26 alkensyror detekterades i lakvattnen, med en totalt ackumulerad utlakad mängd vid L/S 0,8 av 64 µg/kg TS. Av dessa förelåg n-C18 alken-syror med hela 87 %. God överensstämmelse erhöles även här vad gäller riktad analys visavi GC/MS screening och procentuella viktsförhållanden mellan de olika syrorna jämfört med deras totala summahalt av sin grupp (dvs n-alkansyror, n-alkensyror). Man kan härav få indikation att den eller de i lakvattnen detekterade n-C18 alkensyrorna troligtvis var 9-oktadekensyra (enkelomättad fettsyra främst från växtriket). Det kan slutligen nämnas att de detekterade n-alkan- och n-alkensyrorna, varav de flesta troligtvis kan härledas till livsmedel, anses lättnedbrytbara i naturen (Nilsson m. fl., 2002).

Utlakning av polyklorerade dibensodioxiner/furaner (PCDD/PCDF)

Analys av dioxiner/furaner utfördes på samlingsprov av de två första uttagna lakvattnen, sammanlagt motsvarande L/S 0,4. Endast oktaklordibensofuran förekom med en halt över detektionsgräns (gräns 0,020 ng/l - 0,10 ng/l, beroende på isomer) och då endast i centrifugerat vatten. Båda delproven var tagna från samma lakvattenprov. Detekterad halt (0,38 ng/l) ansågs som något osäkert i det att motsvarande halt låg under detektionsgräns i ocentrifugerat vatten. PCDD/PCDF är kända för att vara fettlösliga och kan som sådana anses ha större affinitet till partiklar än som i vattenlös form. De borde ha större möjligheter att detekteras i icke-centrifugerat vatten, jämfört med centrifugerat.

4.4.5 Förutsättningslös analys av icke-derivatiserat extrakt; utlakade föreningar

Detektionsgränsen för denna screening uppskattades till ca 1 µg/l. Ett relativt fåtal föreningar kunde semi-kvantifieras. Haltmässigt dominerande föreningar var cyklopentanon och 2-Etyl-1-hexanol (ca 52 µg/l resp. 27 µg/l). De två tillsammans utgjorde haltmässigt 78 % av totalt semi-kvantifierbart. Bis-(2-etyl-hexyl)ftalat (DEHP) detekterades föreligga semi-kvantitativt med ca 9 µg/l (Nilsson m. fl., 2002).

4.4.6 Förutsättningslös analys av derivatiserat extrakt; utlakade föreningar

Semi-kvantitativ analys av derivatiserat extrakt från lakvattenprov uttaget i lakvattenintervallet L/S 0 – L/S 0,4 bedömdes nå ned till detektionsnivån ca 5 µg/l för enskild komponent. Ca 3 mg/l gick helt eller delvis att identifiera och semi-kvantifiera. Av dessa bestod ca hälften av alifatbaserade (här enbart alkanbaserade) fettsyror och ca 1/4 av aromatsyror. Ca 1/5 bestod av naturliga steroider, dock förknippat med stor osäkerhet. Därtill erhöles respons från okända ämnen motsvarande ca 2 mg/l.

En mycket stor del av det semi-kvantifierbara innehållet kunde härledas direkt till, eller som nedbrytningsprodukter av, livsmedel och andra hushållsprodukter. Ingen av de alkan- och alkensyror större än C10 som detekterades i den riktade analysen påträffades i denna screening. Flertal av de nu detekterade syrorna hade sitt ursprung i de typer av syror som detekterades i den riktade analysen men var nu ytterligare oxiderade (de innehöll nu ytterligare en karboxylsyragrupp och eller hydroxylgrupp). Resultaten ansågs kunna vara en indikation på att syrorna i provvattnet utsatts för någon form av oxidation innan analys (enligt laboratoriet, Tema vatten, Linköpings Univ., har tendens till liknande effekt erhållits tidigare då vatten frusits innan analys, vilket även de aktuella vatten blev på laboratoriet) . Erhållna semi-kvantitativa halter från denna screening ansågs, vid jämförelse med riktad analys, som osäkra/för höga (Nilsson m. fl., 2002).

5 UTLAKAT FRÅN FÄLTLYSIMETRAR

5.1 Klimatdata

Kontinuerliga mätningar av lufttemperatur, luftfuktighet, nederbörd, vindhastighet och solinstrålning var tillgängliga från en väderstation på Umeå Universitet, placerad på taket av Tekniska Högskolan (TFE:s väderstation, 2004), ca 9 km söder om Dåva. Data från 2001-07-01 till och med 2004-02-25 laddades ned via Internet. Nederbörd från SMHI station i Röbbäcksdalen (ca 10 km SV om Dåva) visade ingen större avvikelse jämfört med data från Umeå Universitet (Tabell 5.1). Samtliga genomförda beräkningar och modelleringar har utnyttjat data från Umeå Universitet.

Tabell 5.1. Ackumulerad nederbörd för tre perioder om ca 20 dagar, uppmätt vid Umeå Universitet och SMHI station Röbbäcksdalen.

Ackumulerad nederbörd (mm)	Period	Ackumulerad nederbörd (mm)
Umeå Universitet		Röbbäcksdalen
29	23 feb-15 mar, 2002	32
14	30 aug-19 sep, 2002	12
9	21 apr-12 maj, 2003	8

5.1.1 Bevattning

Nederbörden under icke frusna delar av år 2002 och stora delar av 2003 var mycket låg. På grund av den låga nederbörden var avrinningen från vägkroppen liten och planerade provtagningsomgångar kunde inte genomföras. För att erhålla data genomfördes därför, 22-23 september 2003, en bevattning av den studerade vägsektionen med bottenaska (sektion 4).

Under sommaren 2003 upptäcktes att vägytan var i stort sett ogenomsläpplig. Slitlagermaterialet hade blivit hoppressat och bildade en mycket hård och tät yta. Denna luckrades upp med grävmaskin för att skapa en viss infiltration, figur 5.1. Därefter genomfördes bevattning för att öka genomströmningen till lysimetrarna. Den 22 september bevattnades vägytan med 26 mm mellan klockan 15 och 20. Dagen efter ökades bevattningen till 121 mm mellan klockan 8 och 12.

Bevattningen under dag 1 genomfördes med vatten från Umeälven som magasineras i vattensistern inom deponiområdet ("Älvvatten" i labbprotokollet), medan bevattningen dag 2 skedde med kommunalt vatten ("Pumpstation" i labbprotokollet).



Figur 5.1. Provvägens yta luckras upp för att möjliggöra infiltration.

5.2 Oorganiska beståndsdelar

Oorganiska ämnen i lysimetervatten analyserades inom BARC-projektet vid Luleå tekniska universitet. I de följande ges information gällande ett urval av de analyserade oorganiska föreningarna.

I detta avsnitt redovisas utlakning av kalcium (Ca), klorid (Cl), sulfat (SO₄), koppar (Cu) samt krom (Cr). I tabell 4.9 gavs resultat från laboratorielakning av askan och från de naturgruslager som finns vid både test- och referenslysimeter. I diagram 4.3 och diagram 4.4 gavs bedömd utlakningskaraktistik för samma ämnen upp till L/S 10.

I tabell 5.2 ges resultat från analyser av lakvatten från testlysimeter och referenslysimeter avseende dessa valda beståndsdelar.

Tabell 5.2. Halter^{1/} av valda oorganiska beståndsdelar i lakvattnen från testlysimeter ("testlys.") och referenslysimeter ("ref.lys.").

Provtagningsdatum 2/		okt 01	okt 01	nov 01	maj 02	jul 02	aug 02	apr 03	okt 03	maj 04	jun 04
Halt Ca utlak. från testlys.	mg/l	179	178	60	64	—	—	—	87	—	63
Halt Ca utlak. från. ref.lys.	mg/l	62	67	68	—	68	242	105	503	767	—
Halt Cl utlak. från testlys.	mg/l	40814	27423	11245	15217	—	—	—	3785	—	3839
Halt Cl utlak. från. ref.lys.	mg/l	33	38	35	—	62	20	19	252	16	—
Halt SO ₄ utlak. fr. testlys.	mg/l	—	—	—	190	—	—	—	114	—	100
Halt SO ₄ utlak. fr. ref.lys.	mg/l	—	—	—	—	130	490	230	100	369	—
Halt Cu utlak. från testlys.	µg/l	3720	3120	1300	2350	—	—	—	971	—	1
Halt Cu utlak. från. ref.lys.	µg/l	23	12	95	—	49	40	23	47	0,1	—
Halt Cr utlak. från testlys.	µg/l	211	96	10	14	—	—	—	40	—	0,04
Halt Cr utlak. från. ref.lys.	µg/l	0	0	0	—	0	0	0	0	0,02	—

1/ "0" motsvarar halt under detektionsgräns och "—" innebär att förening ej är analyserad.

2/ Provtagningsdatum motsvarar 2001-10-10; 2001-10-23; 2001-11-27; 2002-05-06; 2002-07-02; 2002-08-09; 2003-04-23; 2003-10-29; 2004-05-26; 2004-06-21.

5.3 Organiska föreningar

Alla lakvatten, genererade i testlysimeter och referenslysimeter, har analyserats med riktade analyser (dvs analys av bestämda föreningar). Åtskilliga organiska föreningar och grupper av föreningar har analyserats vid 1-5 tillfällen under drygt 2 år i lakvatten från testlysimeter. Någon mindre antal föreningar ha analyserats, från något färre antal provtillfällen, avseende lakvatten från referenslysimeter. Halter av flertal föreningar och grupper av föreningar har visat sig ligga under respektive detektionsgräns i alla lakvattenprover, tabell 5.3.

Tabell 5.3. Föreningar och grupper av föreningar som förelegat i lakvattnen under detektionsgräns vid alla de enskilda tillfällen de provtagits och analyserats.

Föreningar med halter vid varje provtagningstillfälle under respektive detektionsgräns	Provtillfällen Testlysimeter 1/	Provtillfällen fältlysimeter 1/	Detektionsgränser
aromater >C8-C10	F	–	< 3,0 µg/l
aromater >C10-C35	F	–	< 1,0 µg/l
Bensen	D, F	–	< 0,2 µg/l
Toluen	D, F	–	< 0,2 µg/l
Etylbensen	D, F	–	< 0,2 µg/l
Xylener	D, F	–	< 0,2 µg/l
S:a alkylbensener	D	–	< 2 µg/l
Indan	D	–	< 0,2 µg/l
16 enskilda n-alkaner (nC15- nC30)	A, B, D, F	A, B, C 2/	< 1 µg/l (A, B, C, F); < 0,1 µg/l (D)
S:a cancerogena PAH	A, B, D, F	A, B, C	< 0,035 µg/l (A, B, C); < 0,04 µg/l (D, F)
S:a övriga PAH	A, B, D, F	A, B, C	< 0,045 µg/l (A, B, C); < 0,05 µg/l (D); < 0,04 µg/l (F)
4-NF-dietoxylat och 4-NF-monoetoxylat	A, B, F	A, B, C	< 10 µg/l (A, B, C); < 0,1 µg/l (F)
4-nonylfenol	A, B	A, B, C	< 10 µg/l (A, B, C)
S:a 7PCB	D, F	–	< 1 µg/l (D); < 0,04 µg/l (F)
Klorerade lösningsmedel 3/	D, F	–	Detektionsgräns för enskilda föreningar: < 0,1 µg/l – < 1,0 µg/l

1/ Provtillfälle A: Oktober 2001. B: November 2001. C: Juli 2002. D: September 2003. E: Oktober 2003. F: Juni 2004.

2/ Enda undantaget avseende halter under detektionsgräns: halt förelåg vid tillfälle C för n-C16, n-C17, n-C19 samt n-C27 över detektionsgräns: 1,2 µg/l, 1,5 µg/l, 1,1 µg/l respektive 2,5 µg/l. Detektering av n-alkaner dock osäker, se text.

3/ Enskilda klorerade alifater som analyserats är: diklormetan, triklormetan, tetraklormetan, 1,1-diklorethan, 1,2-diklorethan, 1,1,1-triklorethan, 1,1,2-triklorethan, 1,1,2,2-tetraklorethan, 1,2-diklorpropan, vinylklorid (monoklorethan), cis-1,2-diklorethan, trans-1,2-diklorethan, triklorethan samt tetraklorethan.

Analyserat lysimetervatten, provtaget november 2001, gav mycket avvikande värden beträffande flera organiska ämnen. I analysen detekterades signifikanta halter av klorfenoler och fenoler trots att dessa inte förekommer i askan. De detekterade föreningarna förekommer bl. a i träimpregneringsmedel. En rad alkansyror detekterades också i signifikanta halter. Dessa förekommer i stora mängder i enkelomättade vegetabiliska fettsyror, bl.a. i livsmedel. En jämförelse med innehållet i vattnet i omgivande diken/bäckar (prov tagit 2003-10-29) visade på likartade mönster. Vår tolkning efter analys av data är att lysimetervattnet kan ha påverkats av andra källor än vägmaterialet. Ytvattenflödena var hösten 2001 extremt höga och den högsta uppmätta grundvattennivån under vägkroppen noterades 2001-11-01 då grundvattenytan nådde 55 cm under lysimeternivån. En möjlig förklaring kan vara att dikes-/bäcksvatten trängt in i vägkroppen, vilket skulle

kunna ske vid en tillfällig uppdämning i diket så att vattennivån stigit med ca 55 cm. Något som ytterligare stödjer denna hypotes är de höga halter av ftalater som uppmätts i referensrör för grundvatten inom Umevas område (avsnitt 7.3.3). Grv-rör 5 och 18, ca 300 m respektive 800 m NO om provvägen uppvisade i april 2004 halter på 18 respektive 94 µg/l, vilka kan jämföras mot 17 µg/l som uppmättes i testlysometern juli 2004.

Vi menar att förekomsten av klorfenoler och fenoler inte ger en realistisk bild av väggkroppens utlakning. De aktuella ämnena förekommer dock i signifikanta halter vid endast ett mättillfälle och det ackumulerade bidraget över en längre tid blir litet. Vi har därför valt att inkludera även denna provtagningsomgång i de fortsatta analyserna.

De organiska föreningar som analyserats och detekteras ligga över detektionsnivå vid minst ett tillfälle (undantaget osäker detektion av n-alkaner, tabell 5.3) redovisas i diagramform, diagram 5.1a-c - 5.3a-b samt i tabell 6.2. I dessa diagram redovisas förändring av halter av de organiska föreningar som gått att detektera i lakvatten från testlysometer och referenslysometer.

Av diagrammen framgår genomgående att utlakade halter av detekterbara föreningar varit avsevärt högre i testlysometern. Därtill kan data tolkas som en minskning av utlakade halter under senare delen av testperioden. Underlagsdata är dock begränsat för att klart fastställa denna trend. Varje grupp av organiska föreningar som kvantifierats diskuteras närmare i separata avsnitt nedan.

Utlakning av alifater, fettsyror av typen n-alkansyror samt n-alkensyror från askprov i kolonn har tidigare undersökts. Kvantifierbara utlakade mängder av C10-C35 alifater förelåg i dessa lakvatten upp till L/S 0,8. Alla n-alkansyror i intervallet C6-C26 förelåg i kvantifierbara ackumulerade utlakade mängder upp till maximalt undersökt L/S 0,8. Detta gäller även C8-C24 n-alkensyror (Nilsson m. fl., 2002). I det analyspaket som designades för lakvatten från fälttest inkluderades alla dessa grupper av föreningar.

Diagram 5.1a ger analyserat innehåll av C5-C35 alifater i lakvatten från test- och referenslysometer. Lakvatten från testlysometer har analyserats vid fyra tillfällen och lakvatten från referenslysometer vid tre tillfällen. För alkansyror, diagram 5.1b har lakvatten från testlysometer analyserats vid fem tillfällen och lakvatten från referenslysometer vid fyra tillfällen. För alkensyror, diagram 5.1c, gäller att lakvatten från testlysometer har analyserats vid fyra tillfällen och lakvatten från referenslysometer vid tre tillfällen.

Analyserad halt av alifater i november 2001 kan vid en första anblick betraktas ligga på en nivå som är allvarlig vid jämförelse med förorenat ytvatten (NV, 1999). I den tidigare utförda laboratoriestudien utförd på bottenaska från Dåva anläggningen (Nilsson m. fl., 2002), detekterades också alifater. En möjlig orsak angavs vara temporärt nyttjande av petroleumprodukt under förbränningen för att förbättra utbränningen. Produkten skulle hypotetiskt kunna vara diesel men eftersom diesel till avsevärd del innehåller raka alkaner samt att inga raka alkaner detekterats i något lakvatten från testlysometern (undantaget vid ett tillfälle) är dieselteorin mindre sannolik.

En annan möjlig alternativ orsak skulle kunna vara att analysmetoden, enligt Nilsson m. fl. (2002), innefattar en typ av detektering som, förutom alifater, också kan ge respons på alifatiska syror. Analysmetoden ger i sådant fall ingen distinktion mellan dessa grupper av föreningar, varvid eventuellt innehåll av syror kan komma att anges som

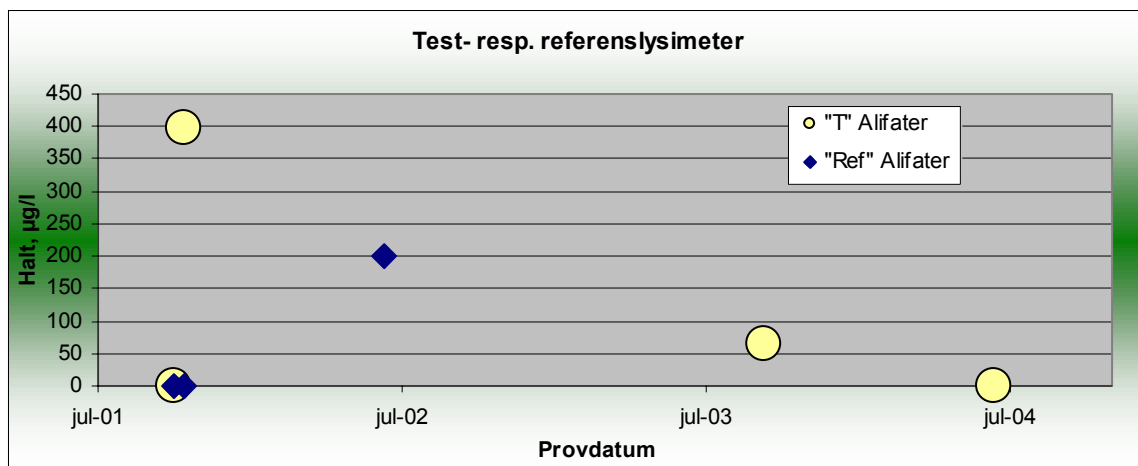
"alifater". Detekterade halter av alifater i den här riktade analysen ansågs härav, i nämnda referens, som osäkra. En av de organiska grupper av föreningar som synes föreligga med relativt höga halter i lakvattnen är just raka alifatiskt syror (diagram 5.1, n-alkansyror). Att notera är att dessa syror också detekterats i lakvattnet från referenslysimetern (diagram 5.2). Analys av kommunalt vatten, respektive älvvatten från brandtanken samt vatten i närbelägna diken, provtagna under 2004, visar att framför allt dikevattnen då innehöll relativt höga halter av alkansyror (74 –113 µg/l).

Som tidigare påpekats kan det kan alltså inte uteslutas att provtagningen i 2001-11-07 påverkats av andra faktorer än vägens utlakning.

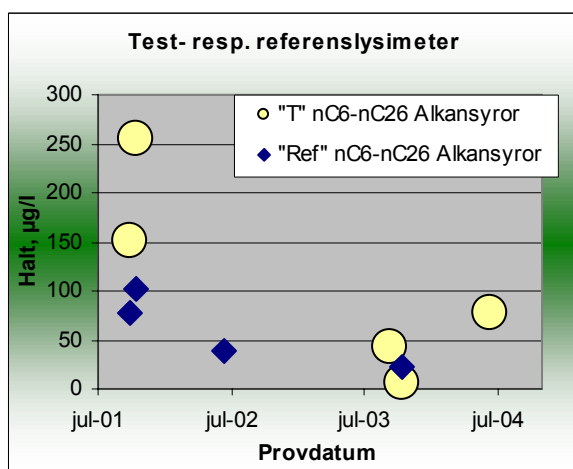
Utlakade halter av n-alkansyror och n-alkensyror visade en avtagande tendens med tiden. Lakvattenhalter av dessa syror visade sig även avta med tiden i de laborativa laktesterna på askan (Nilsson m. fl., 2002).

Diagram 5.1a-c. Halt av C5-C35 alifater, n-alkansyror samt n-alkensyror i lakvatten från testlysimeter, "T", samt från referenslysimeter, "Ref".

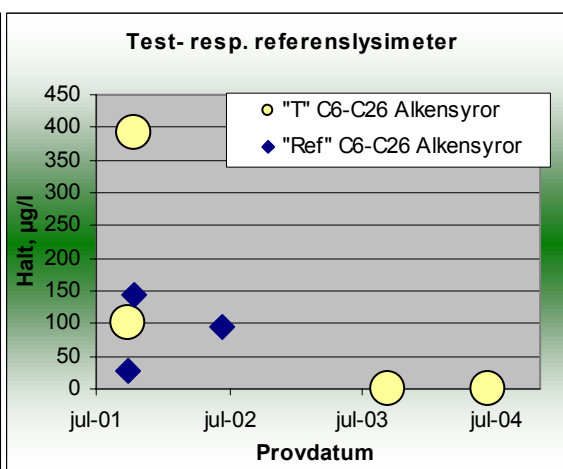
a/



b/



c/



Askprovs innehåll av fenoler och kresoler har tidigare undersökts. Analysen visade att varken fenoler eller kresoler (o-, m-, p-) förelåg i kvantifierbara halter (Nilsson m. fl., 2002). Dessa ingick härav ej i det analyspaket som designades för den efterföljande kolonnlakningen av askprov på labb.

Trots att varken fenoler eller kresoler detekterades i fasta askprov inkluderades ändå dessa organiska grupper i analyspaketet för lakvatten från lysimeter.

För fenol, diagram 5.2a, samt fenoler plus kresoler, diagram 5.2b, gäller att lakvatten från testlysimeter har analyserats vid fem tillfällena och lakvatten från referenslysimeter vid fyra tillfällena. Avseende ftalater, diagram 5.2c, har lakvatten från testlysimeter analyserats vid fyra tillfällena och lakvatten från referenslysimeter vid tre tillfällena.

Av diagrammen framgår att halten fenol var hög i lakvatten från testlysimetern vid de två inledande provtagningstillfällena (oktober – november 2001). I båda dessa fall motsvarade halterna ”Mycket allvarligt” vid jämförelse med förorenat ytvatten (NV, 1999). Vid de tre efterföljande provtagningstillfällena (september 2003 och oktober 2003) hade halten minskat men låg ändå på en nivå som kan betecknas som ”Måttligt allvarligt” - ”Allvarligt” vid jämförelse med förorenat ytvatten (NV, 1999).

Delvis parallella provtagningar av lakvatten från referenslysimetern visade på betydligt lägre halter.

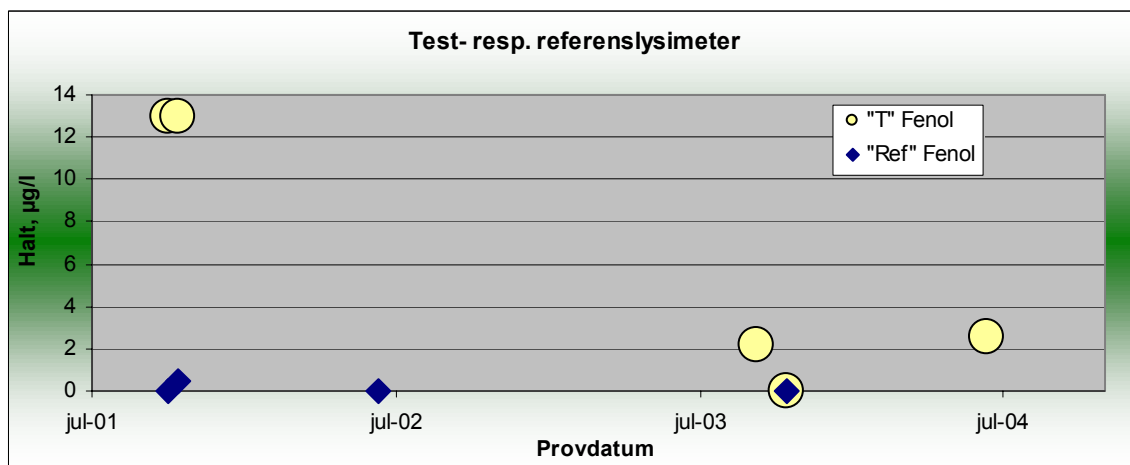
Askprovs innehåll av klorfenoler och klorbensener har tidigare undersökts. Analysen visade att varken klorfenoler eller klorbensener förelåg i kvantifierbara halter (Nilsson m. fl., 2002). Dessa ingick härav ej heller i det analyspaket som designades för den efterföljande kolonnlakningen av askprov på labb. Fastän varken klorfenoler eller klorbensener detekterats i fasta askprov inkluderades ändå dessa grupper i analyspaketet för lysimetrarna. Klorfenoler i lakvattnen, diagram 5.3a, har analyserats från testlysimeter vid fyra tillfällena och i lakvatten från referenslysimeter vid två tillfällena. Klorbensener, diagram 3b, har analyserats i lakvatten från testlysimeter vid tre tillfällena och i lakvatten från referenslysimeter vid ett tillfälle.

Resultaten visar på förekomst av klorfenol i testlysimetern vid tre tillfällena, med hög halt vid den första provtagningen (16 µg/l). Klorbensener har detekterats endast vid ett tillfälle i testlysimetern, nämligen vid den osäkra analysen 2001-11-26 (prov taget 2001-11-07).

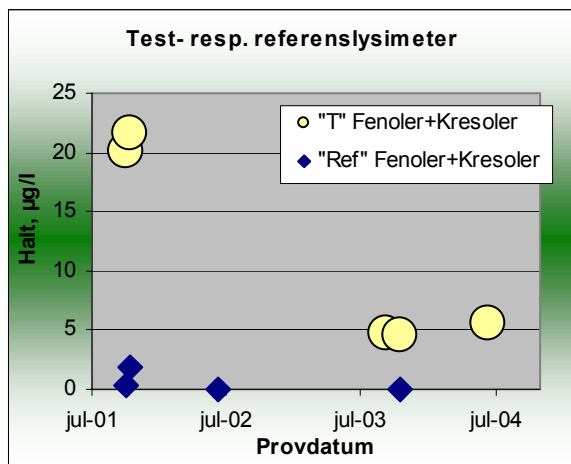
Då totalhaltsanalyserna av askan (Nilsson m. fl., 2002) visade att askan inte innehöll dessa föreningar i detekterbara halter är deras ursprung i lakvattnen från lysimetern oklar. Som nämnts ovan, resultaten kan hypotetiskt vara en indikation på att dikesvatten kan ha trängt in i lysimetern.

Diagram 5. 2a-c. Halt av fenol, fenoler+kresoler samt ftalater i lakvatten från testlysimer samt från referenslysimer.

a/



b/



c/

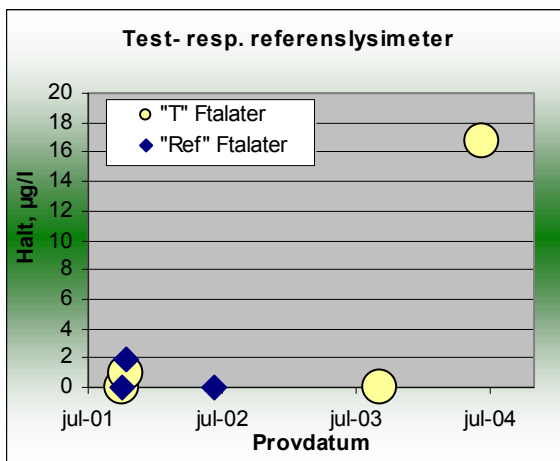
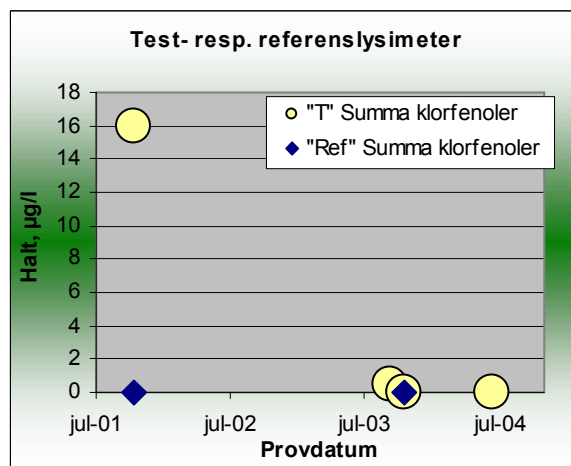
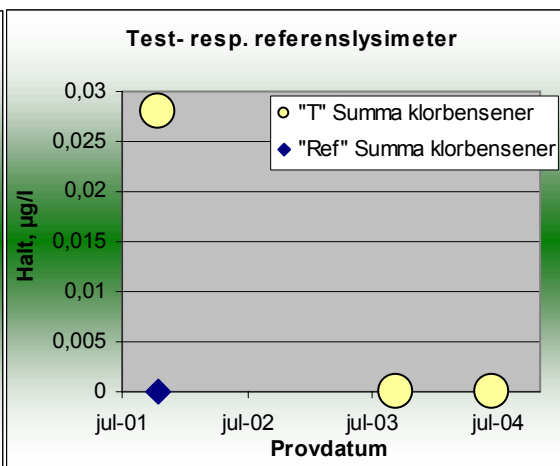


Diagram 3a-b. Halter av klorfenoler samt klorbensener i lakvatten från testlysimer samt från referenslysimer.

a/



b/



6 JÄMFÖRELSE MELLAN UTLAKADE FÖRENINGAR I FÄLTTESTET OCH I LABBTESTEN, KOPPLADE TILL ASKAN

Lakvatten från lysimetrarna tilläts kontinuerligt flöda genom provtagningskärn med överloppsringning. De analyserade halterna avspeglar vad som förelåg i lakvattnen inför provtagningsdatum. Om halterna i lakvattnen kontinuerligt minskade blir beräknade ackumulerade mängder lägre än den verkliga utlakningen. Osäkerheten ökar med ökande tidsintervall mellan provtagningarna. Vid massbalansberäkningar måste hänsyn således tas till den koncentrationsförändring som kan ske mellan provtagningstillfällena. Detta har skett genom linjär interpolation mellan uppmätta halter.

I modelleringen av utlakning av oorganiska ämnen har beräknats bl a de tidsberoende utgående volymerna av lakvatten från lagret med askan, dvs från 0,66 m under vägytan, vilket motsvarar nivån direkt under askan. Modelleringen har utgått från den nederbörd som föll i området under testtiden. I avsikt att utifrån modelleringen beräkna L/S som funktion av tid har följande förutsättningar nyttjats:

- Lysimeter samt utplacering av askan och installation av provkärn slutfördes 27 september 2001. Det samma gäller referenslysimetern (dock ingen utplacering av aska). Detta datum har använts som startdatum vid beräkning av L/S som funktion av tid. I dessa beräkningar har därtill följande förutsättningar nyttjats för testlysimetern:
- Lysimeter bredd (b): 2 m
- Lysimeter längd (l): 15 m
- Höjd av asklager (h_a): 0,43 m
- Höjd av alla lager ovan lysimeter (h_t): 0,66 m
- Asklagrets densitet (d_a): 1,4 ton/m³
- Medeldensitet alla lager: 1,7 ton/m³

Asklagrets vikt (S_a) ovanför lysimetern är då:

$$S_a = b * l * h_a * d_a = 18,1 \text{ ton}$$

På samma sätt beräknades hela vägkroppens vikt.

L, dvs lakvätskevolymen vid olika tidpunkter, har erhållits från modelleringen (kap 9), motsvarande 66 cm nivån under vägytan. Vad gäller beräkning av L/S för organisk utlakning har S ansatts motsvara vikten för asklagret (eftersom endast asklagret har testats i labb m a p utlakade organiska föreningar) medan för oorganiska komponenter har S ansatts motsvara vikten för hela lagret ovan lysimeter (S_t). De så erhållna L/S vid de olika provtagningstillfällena i testlysimetern, ges för oorganiska komponenter i tabell 6.1 medan L/S för organiska komponenter ges i tabell 6.2. De tidsberoende L/S värdena för referenslysimetern har likställts med testlysimetern när lakresultaten för referenslysimetern och till dessa kopplade resultat redovisas.

6.1 Oorganiska beståndsdelar

I tabell 6.1 ges dels utlakade halter av valda komponenter dels beräknat ackumulerat utlakat vid de L/S som motsvarar varje provtagningstillfälle. Beräknade ackumulerade utlakade mängder i nämnda tabell vid ett aktuellt L/S är baserade på medelvärde av halt från föregående L/S och halt uppmätt vid aktuellt L/S. Undantaget är ackumulerat utla-

kat baserat på första L/S där detta ej baseras på medelvärdeshalt. Härav erhållna resultat redovisas därtill i diagrammen 6.1a-f. Orsaken till nyttjandet av matematisk framtagen medelhalt är att analyserade halter i föreliggande fall motsvarar den halt som förelåg i lakvattnen just innan provtagningstillfället medan ackumulerat utlakat normalt baseras på den totala mängd som lakats ut fram till provtagningstillfället.

I Diagram 6.1a-f har lagts in ackumulerat utlakat, dels baserat på labblakdata vid L/S 2 och L/S 10 (från tabell 4.9), dels baserat på fältdata. För att beräkna ackumulerat utlakat från labbdata vid andra L/S än L/S 2 och L/S 10 har för summa bär-, slit- och asklager använts de ekvationer som anges i diagram 4.3 och diagram 4.4. För samma typ av beräkning för enbart asklagret har asklagrets ackumulerade utlakade mängder används för

Tabell 6.1. Ett urval av oorganiska beståndsdelar, samt TOC, utlakade från testlysimeter, samt ackumulerade utlakade mängder beräknade för testlysimeter vid olika L/S motsvarande provtagningsdatum^{1/}. L/S är baserade på modellerade flöden vid de olika provtagningstillfällena.

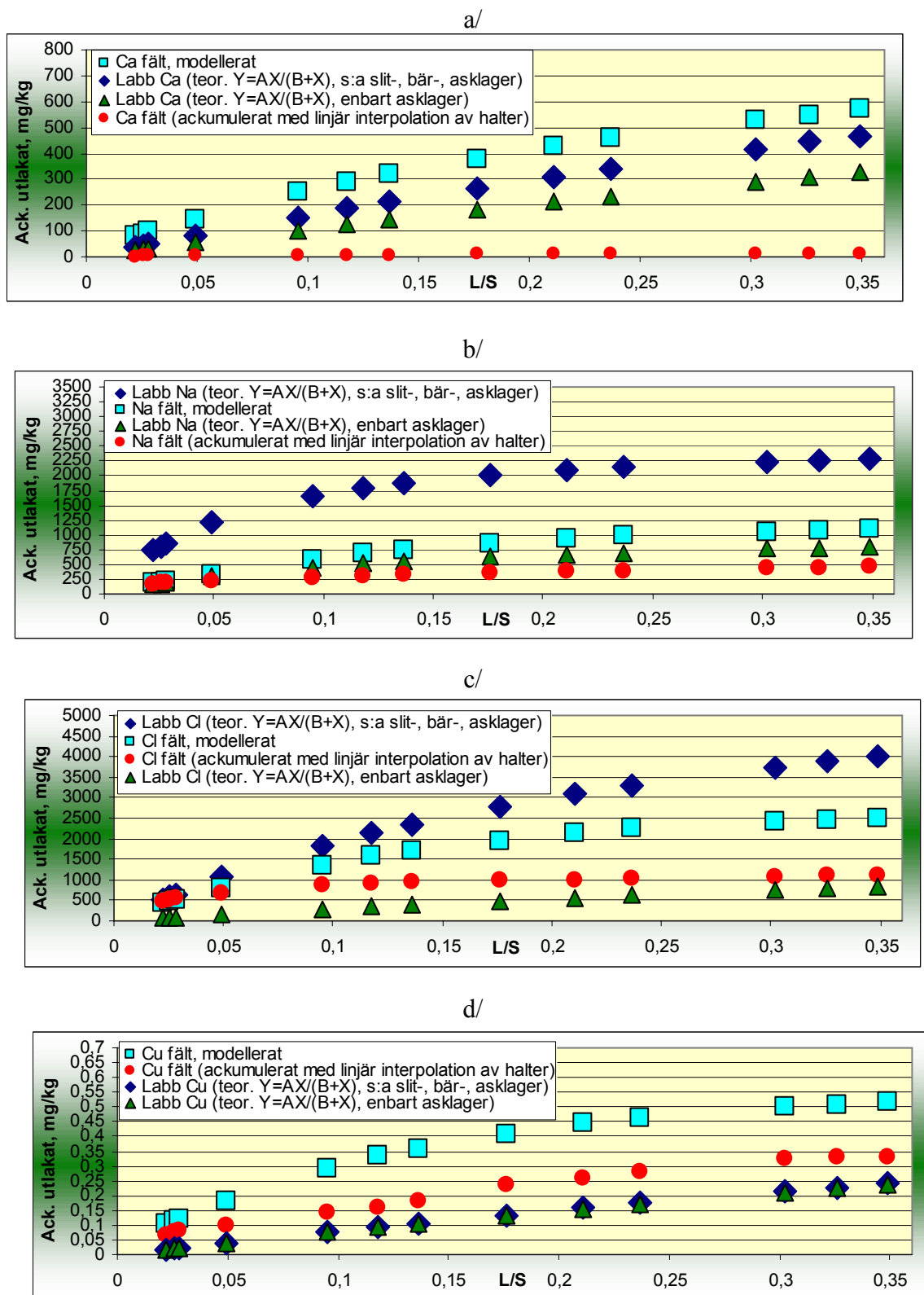
Provtagning I/		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
L/S		0,022	0,026	0,028	0,049	0,095	0,118	0,136	0,176	0,211	0,236	0,302	0,326	0,349
Halt Ca utl. testlys.	mg/l	134	107	26,9	29,3	71,2	30,5	57,3	5,2	15,8	12,8	6,4	27,5	5,67
Ack. utl. Ca testl. 2/	mg/kg	3,0	3,4	3,6	4,1	6,5	7,6	8,4	9,7	10,0	10,4	11,0	11,4	11,8
Halt Ca utl. ref.lys.	mg/l	61,5	66,5	67,7	—	67,7	242	105	—	—	—	503	767	—
Halt Na utl. testlys.	mg/l	7170	6510	2080	1250	1060	878	1510	423	481	683	466	607	560
Ack. utl. Na testlys. 2/	mg/kg	161	183	194	228	282	304	326	364	380	395	433	446	459
Halt Na utl. ref.lys.	mg/l	105	101	99,2	—	41,3	22,0	39,1	—	—	—	102	203	—
Halt Cl utl. testlys.	mg/l	20552	18832	5564	5166	2914	2814	1110	585	635	1015	635	660	690
Ack. utl. Cl testlys. 2/	mg/kg	460	524	555	667	854	919	955	989	1010	1031	1085	1101	1116
Halt Cl utl. ref.lys.	mg/l	33	38	35	—	62	20	19	—	—	—	252	16	—
Halt SO4 utl. testlys.	mg/l	—	—	—	190	—	—	—	—	—	—	114	—	100
Ack. utl. SO4 testl. 2/	mg/kg	—	—	—	(9)	—	—	—	—	—	—	(17)	—	(19)
Halt SO4 utl. ref.lys.	mg/l	—	—	—	—	130	490	230	—	—	—	100	369	—
Halt Cu utlak. testlys.	µg/l	3720	3120	1300	2350	—	—	—	—	—	—	971	—	0,727
Ack. utl. Cu testl. 2/	µg/kg	65	75	81	101	141	158	184	239	260	279	323	329	329
Halt Cu utlak. ref.lys.	µg/l	23	12	95	—	49	40	23	—	—	—	—	47	0,1
Halt Cr utlak. testlys.	µg/l	211	96	10	14	—	—	—	—	—	—	40	—	0,04
Ack. utl. Cr testl. 2/	µg/kg	7	8	8	10	12	13	15	18	19	20	24	25	25
Halt Cr utl. ref.lys.	µg/l	0	0	0	—	0	0	0	—	—	—	0	0,02	—
Halt TOC utl. testlys.	mg/l	170	170	66	45	46	38	68	20	23	29	18	20	20
Ack. utl. TOC testl. 2/	mg/kg	3,8	4,4	4,7	5,8	7,9	8,9	9,9	11,6	12,3	13,0	14,6	15,0	15,5
Halt TOC utl. ref.lys.	mg/l	4,2	4,9	16	—	9,7	9,3	3,5	—	—	—	23	3,9	—

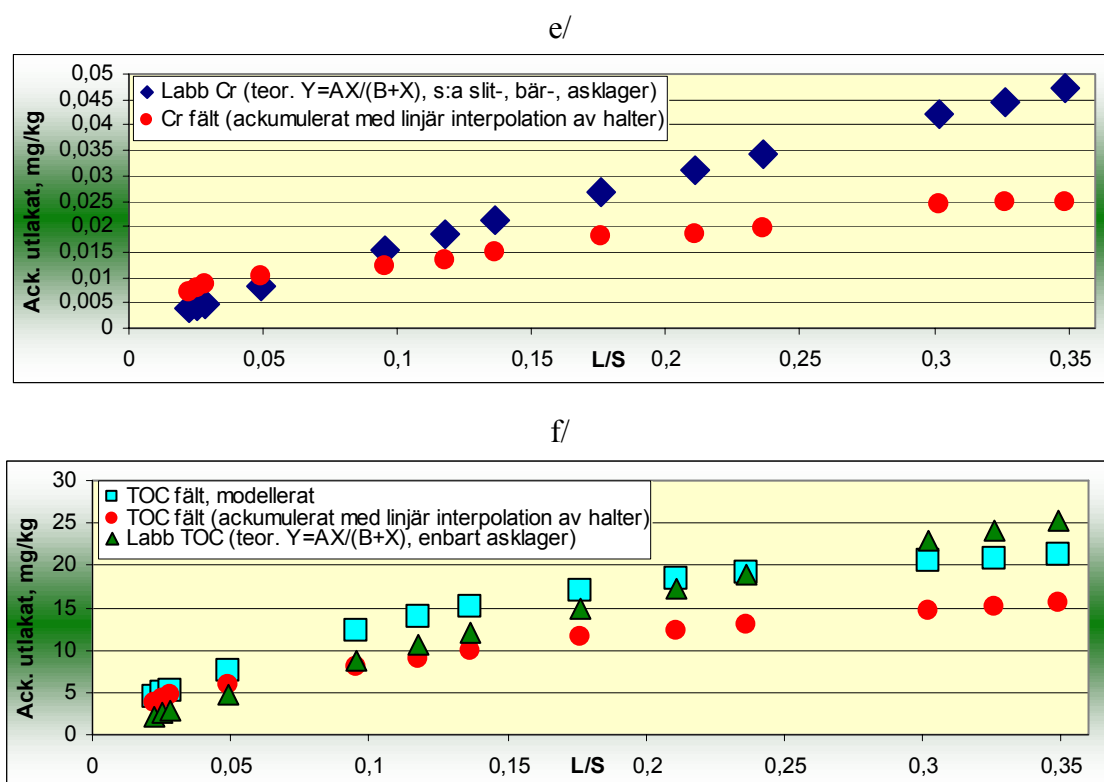
1/ Beräknat från 2001-09-27. Provtagningstillfällena 1-13 motsvarar 2001-10-10; 2001-10-23; 2001-11-27; 2002-05-22; 2002-07-02; 2002-08-09; 2003-04-23; 2003-06-25; 2003-08-15; 2003-09-22; 2003-10-29; 2004-05-26; 2004-06-21. Vid dessa datum har följande L/S uppnåtts: 0,0224; 0,0256; 0,0282; 0,0491; 0,0954; 0,118; 0,136; 0,176; 0,211; 0,236; 0,302; 0,326; 0,349.

"0" motsvarar halt under detektionsgräns och "—" innebär att förening ej är analyserad.

2/ Testlysimeter motsvarar den lysimeter som sträcker sig från vägytan ut mot dikets innerslänt (se avsnitt 3.2). Värdena ej korrigerade gentemot referenslysimeter. Ackumulerat utlakat är beräknat på en linjärt interpolerad halt mellan uppmätt halt angivet datum och angiven halten föregående datum i de fall sådana finns. I annat fall har nytt interpolerat värde baserats på föregående interpolerade värde (det senare gäller koppar och krom). På grund av alltför få värden har ingen beräkning utförts för sulfat.

Diagram 6.1a-6.1f. Utlakade mängder från provvägen av några utvalda ämnen, beräknade med olika metoder.





att beräkna värden på nya konstanter i samma typ av ekvation. L/S har beräknats utifrån modellerade flöden vid de provtagningstillfällen fram till sommaren 2004 för vilka det föreligger data.

Vad gäller TOC, redovisat i tabell 6.1 och diagrammen (medtaget under denna rubrik fastän det egentligen är organiskt) föreligger inga mätdata för bär- och slitlager materialet. Man kan dock anta att den totala TOC som är lakbart i vägmaterialet till mycket stor del kommer från askan.

Sammanställningen i tabell 6.1 och diagram 6.1a-f visar att beräknad utlakning baserat på modellerade halter och flöden genomgående tycks ge högre värden än baserat på fältmätningar. Laboratorielakningarna i sig tenderar ge högre utlakningsvärden än motsvarande fältmätningar, med undantag av koppar där laboratorieutlakningen istället gett den lägsta utlakningen. Det skall dock noteras att de beräknade värden som anges i diagrammen är dels baserade på två mätvärden (samt normal punkt 0/0) vid L/S avsevärt högre än aktuellt intervall samt att dessa approximeras med en ekvation.

För samtliga ämnen finns en trend mot avtagande utlakningstakt med tiden. Framförallt fältdata men också övriga analyser uppvisar avklingande utlakning. I diagram 6.2a-d och diagram 6.3a-d redovisas den årliga utlakningen av några ämnen beräknat från modelleringens resultat respektive från uppmätta halter i fältlysimetrarna. Vad gäller koppar står askan för drygt 90 % av utlakningen, för kalcium omkring 80 % och för natrium ca 40 % (se tabell 4.9). I diagrammen motsvaras år 1 och år 2 av 365 dagar medan år 3 endast motsvarar 339 dagar (intervallet 2004-09-01 – 2004-09-27).

Diagram 6.2a-d. Resultat av modellerat utlakat/år av några utvalda grundämnen.

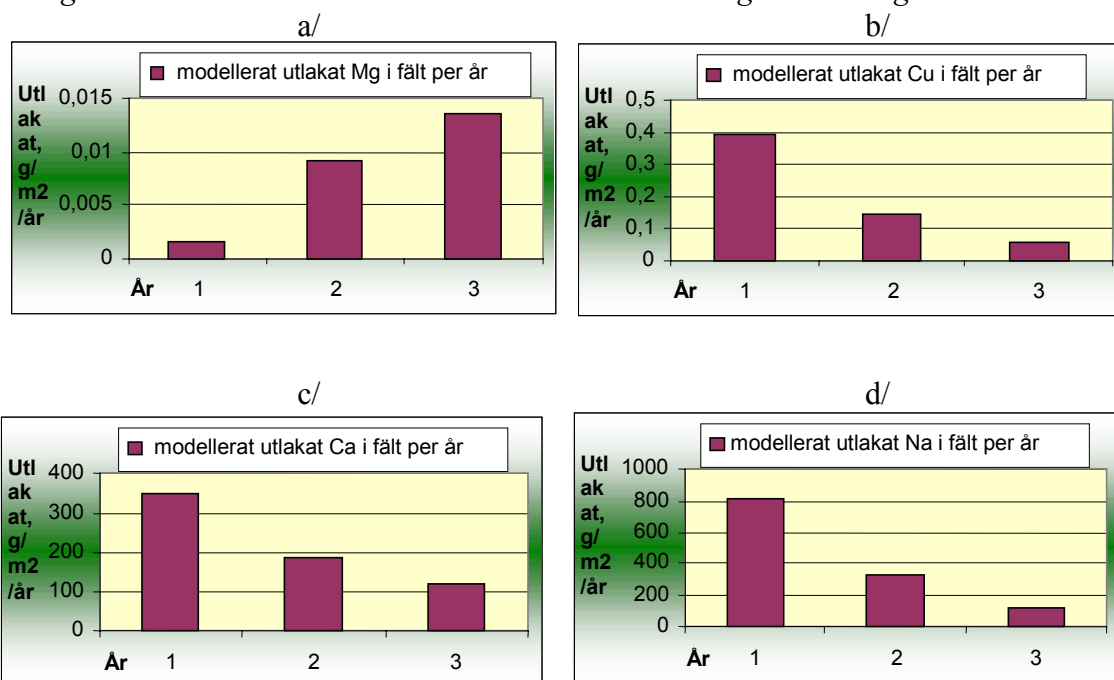
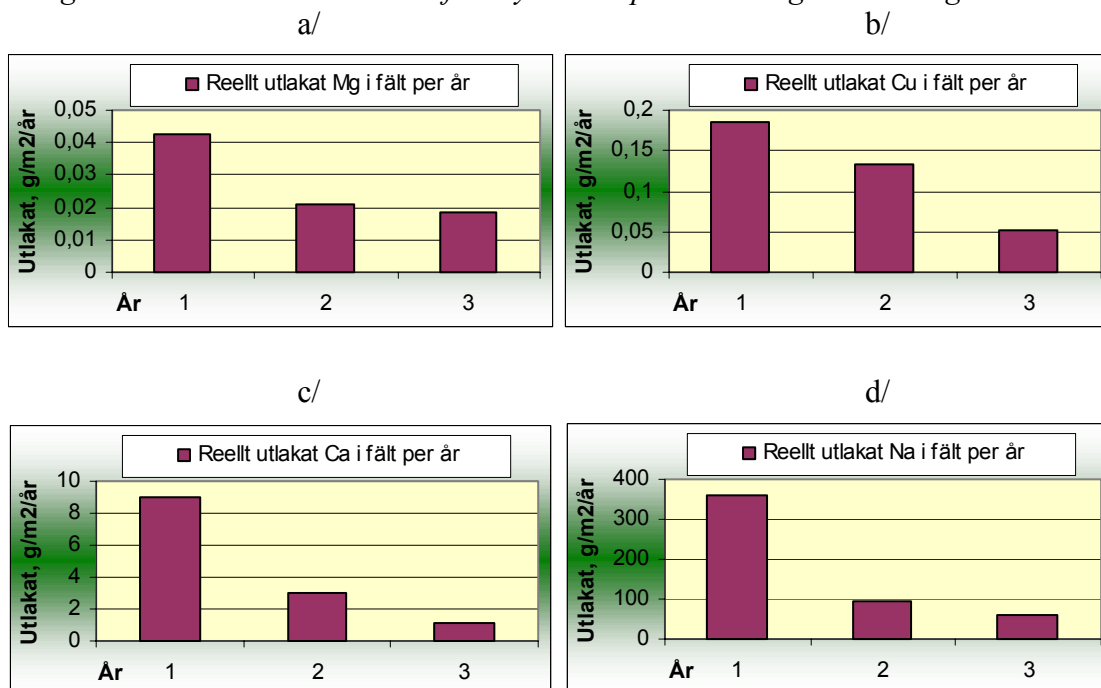


Diagram 6.3a-d. Resultat utlakat från lysimeter per år av några utvalda grundämnen.



6.2 Organiska föreningar

I tabell 6.2 ges uppmätta halter, samt beräknade ackumulerade utlakade mängder, av detekterade föroreningsgrupper från testlysimeter kopplade till lysimaternas L/S vid olika provtagningstillfällen. I detta fall görs jämförelse mellan resultat från labbläkning av askan och utlakning från asklagret i vägen. S motsvarar då totalvikten av asklager ovanför lysimeter (volymen med höjd 0,43 m, bredd 2 m och längd 15 m samt medeldensitet

av 1,4 ton/m³). Denna vikt är 18,1 ton. L, motsvarande mängden lakvätska som kommer ut från nivån 0,66 m under vägytan, dvs direkt under asklagret och nivån för lysimetern, har modellerats med programmet CoupModel. Kommentarer till enskilda resultat ges i det följande.

Tabell 6.2. Utlakade detekterade organiska föreningar från testlysimeter^{5/} samt grovt uppskattade ackumulerade utlakade mängder, med och utan hänsyn till eventuell utlakning från referenslysimeter, vid L/S beräknat för testlysimeter som motsvarar provtagningsdatum^{6/}. Dessa L/S har beräknats med modelleringsprogrammet CoupModel.

Provtagningsdatum	01-10-25	01-11-07	02-07-02	03-09-23	03-10-29	04-06-23
L/S testlysimeter 1/, 4/	0,048 l/kg	0,051 l/kg	0,18 l/kg	0,45 l/kg	0,56 l/kg	0,66 l/kg
Halt alifater från testlys.	0 µg/l	397 µg/l	282 µg/l 6/	64 µg/l	56 µg/l 6/	0 µg/l
Ack. utlak. alif. Testlys. 2/	0 µg/kg	1,1 µg/kg	37 µg/kg 7/	54 µg/kg 7/	61 µg/kg 7/	61 µg/kg 7/
Halt alifater från ref.lys.	0 µg/l	0 µg/l	200 µg/l	–	–	–
Ack. utlak. alif. Testlys. 3/	0 µg/kg	1,1 µg/kg	11 µg/kg			
Halt alkansyror från testlys.	151 µg/l	256 µg/l	182 µg/l 6/	43 µg/l	6 µg/l	78 µg/l
Ack. utlak. alk.syror testlys. 2/	7,2 µg/kg	7,9 µg/kg	31 µg/kg 7/	43 µg/kg 7/	44 µg/kg 7/	51 µg/kg 7/
Halt alkansyror från ref.lys.	78 µg/l	103 µg/l	38 µg/l	–	22 µg/l	–
Ack. utlak. Alkansyror testlys. 3/	3,5 µg/kg	3,9 µg/kg	22 µg/kg 7/			
Halt alkensyror från testlys.	100 µg/l	392 µg/l	257 µg/l 6/	0,6 µg/l	0,7 µg/l 6/	1,1 µg/l
Ack. utlak. Alkensyror testlys. 2/	4,8 µg/kg	5,8 µg/kg	38 µg/kg 7/	39 µg/kg 7/	39 µg/kg 7/	39 µg/kg 7/
Halt alkensyror från ref.lys.	26 µg/l	142 µg/l	95 µg/l	–	–	–
Ack. utlak. Alkensyror testlys. 3/	3,5 µg/kg	4,2 µg/kg	25 µg/kg 7/			
Halt fenol från testlysimeter	13 µg/l	13 µg/l	9,3 µg/l 6/	2,2 µg/l	2,4 µg/l	2,6 µg/l
Ack. utlak. fenol från testlys. 2/	0,6 µg/kg	0,7 µg/kg	1,8 µg/kg 7/	2,4 µg/kg 7/	2,7 µg/kg 7/	2,9 µg/kg 7/
Halt fenol från ref.lysimeter	0,35 µg/l	1,3 µg/l	0 µg/l	–	0 µg/l	–
Ack. utlak. fenol från testlys. 3/	0,6 µg/kg	0,6 µg/kg	1,8 µg/kg			
Halt fenoler/kresoler fr. testlys.	20 µg/l	22 µg/l	16 µg/l 6/	4,7 µg/l	4,5 µg/l	5,6 µg/l
Ack. utlak. fen./kres. Testlys. 2/	1,0 µg/kg	1,0 µg/kg	3,0 µg/kg 7/	4,3 µg/kg 7/	4,8 µg/kg 7/	5,3 µg/kg 7/
Halt fenoler/kresoler fr. ref.lys.	0,4 µg/l	1,8 µg/l	0 µg/l	–	0 µg/l	–
Ack. utlak. fen./kres. Testlys. 3/	0,9 µg/kg	1,0 µg/kg	3,0 µg/kg			
Halt ftalater från testlysimeter	0 µg/l	1 µg/l	0,65 µg/l 6/	0 µg/l	2,2 µg/l 6/	16,8 µg/l
Ack. utlak. ftalater fr. testlys. 2/	0 µg/kg	0,003 µg/kg	0,1 µg/kg 7/	0,1 µg/kg 7/	0,3 µg/kg 7/	1,9 µg/kg 7/
Halt ftalater från ref.lysimeter	0 µg/l	1,85 µg/l	0 µg/l	–	–	–
Ack. utlak. ftalater fr. testlys. 3/	0 µg/kg	0 µg/kg	0,1 µg/kg 7/			
Halt klorfenoler fr. testlysimeter	–	16 µg/l	10,6 µg/l 6/	0,42 µg/l	0,19 µg/l	0 µg/l
Ack. utlak. klorfen. fr. testlys. 2/, 8/		0,8 µg/kg	2,2 µg/kg 7/	2,3 µg/kg 7/	2,3 µg/kg 7/	2,3 µg/kg 7/
Halt klorfenoler fr. ref.lysimeter	–	0 µg/l	–	–	0 µg/l	–
Ack. utlak. klorfen. fr. testlys. 3/, 8/		0,8 µg/kg				
Halt klorbensener fr. testlys.	–	0,028 µg/l	–	0 µg/l	–	0 µg/l
Ack. utlak. klorben. f. testlys. 2/, 8/		0,001 µg/kg				
Halt klorbensener fr. ref.lys.	–	0 µg/l	–	–	–	–
Ack. utlak. klorben. f. testlys. 3/, 8/		0,001 µg/kg				

1/ Beräknat från lysimeterns färdigställande.

2/ Värdena ej korrigerade gentemot referenslysimeter

3/ Värdena korrigerade gentemot referenslysimeter.

4/ L/S värdena är avseende L baserade på modellering utförd av KTH, inklusive artificiell bevattning.

5/ "0" motsvarar halt under detektionsgräns och "–" innebär att förening ej är analyserad.

6/ Reella data föreligger ej, linjärt interpolerad halt.

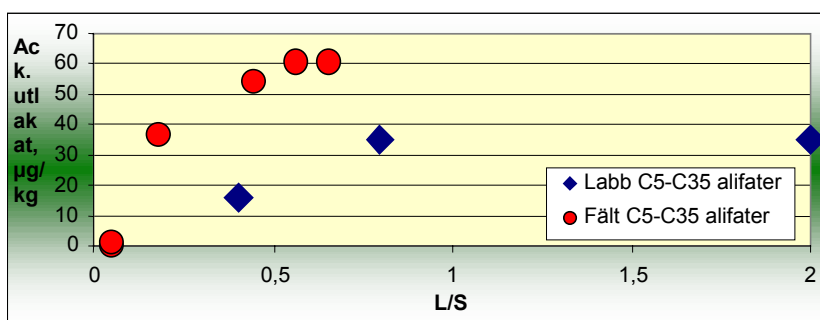
7/ Baserat på haltmedelvärde av närmast föregående och aktuellt haltvärde.

8/ Beräknat ackumulerat 01-11-07 teoretiskt baserat på att angiven halt är en uppkommen medelhalt från start.

I de fall analysresultat ej föreligger anges i tabell 6.2 en teoretisk halt vid angivet provdatum beräknad som interpolerad halt i ett intervall bestående av halt närmaste föregå-

ende L/S och närmast efterföljande L/S, vägd med provdatums andel L/S av intervallets L/S. Vidare, beräknade ackumulerade utlakade mängder i nämnda tabell vid aktuellt L/S är baserade på medelvärde av halt från föregående L/S och halt uppmätt vid aktuellt L/S. Undantaget är ackumulerat utlakat baserat på första L/S där detta ej baseras på medelvärdehalt.

Diagram 6.3. Ackumulerat utlakat av alifater från kolonnlakning av askprov på labb samt grovt bedömt ackumulerat utlakat från testlysimeters asklager. Med "grovt bedömt" menas att ackumulerat utlakat är delvis baserat på interpolerade halter mellan provtagningstillfällena.



I tabell 6.2 är PAH inte inkluderat. En av sexton undersökta PAHer förelåg över detektionsgräns i labbtestets lakvattnen. Ingen PAH har påträffats i fältlysimetrarnas lakvatten, varken från referens- eller testlysimetern.

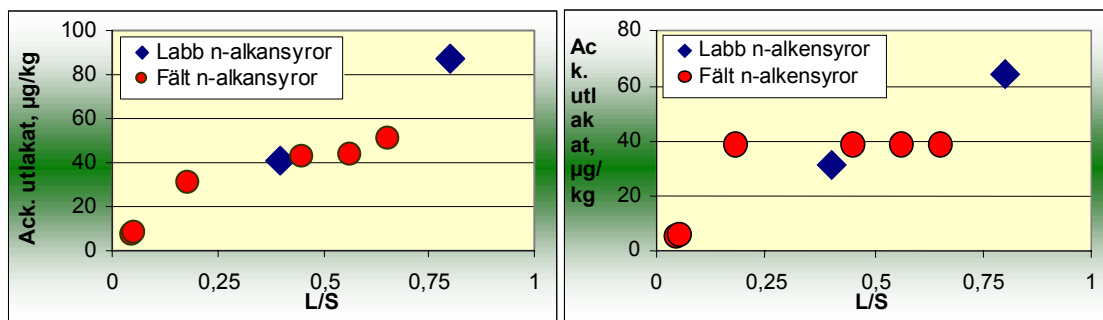
Alifatfraktion C5-C35 lakades ut i labbtestets kolonnlakvatten vid L/S 0,8 med en ackumulerad mängd av 35 µg/kg TS (Nilsson m. fl., 2002). Fraktionen bestod till övervägande del av kolväten i intervallet C10-C16. Ackumulerat utlakat av alifatfraktion från testlysimetern kan för samma L/S uppskattats motsvara ca 60 µg/kg., diagram 6.3. Observera att vid beräkning av ackumulerat utlakat vid L/S 0,4 i labbtestet har haltvärdet för alifaterna satts till halva detektionsgränsen, vilket motsvarar 16 µg/kg. Efterföljande ackumulerat utlakat har enbart baserats på detekterade halter. Det kan noteras att värdena i diagram 6.3 avseende testlysimetern inte är justerade för utlakat från referenslysimetern. Dock kan från tabell 6.2 fås att om så skulle göras fram till och med tredje provtagningstillfället skulle resulterande halter från testlysimeterna ligga ungefär i nivå med labbresultaten, i minsta fall upp till motsvarande L/S för tredje provtagningsförsöket.

I laborietestets kolonnlakning erhöles ackumulerat utlakat av n-alkansyror motsvarande 41 µg/kg vid L/S 0,4 och 87 µg/kg vid L/S 0,8. Ackumulerat utlakat från testlysimeter bedöms grovt motsvara ca 60 µg/kg vid L/S 0,8 (extrapolerat från ca 50 µg/kg vid L/S 0,66), dock exklusive justering för lakvatteninnehåll från referenslysimeter (tabell 6.2). I diagram 6.4 beskrivs grafiskt förändring i ackumulerat utlakat. Utlakade ackumulerade mängder bedöms upp till L/S 0,7 preliminärt föreligga i ungefär samma storleksordning.

Från kolonnlakningen på labb erhöles ackumulerat utlakat av n-alkansyror motsvarande 31 µg/kg vid L/S 0,4 och 64 µg/kg vid L/S 0,8. I diagram 6.4 presenteras grafiskt förändring i ackumulerat utlakat. Ackumulerat utlakat från testlysimeter bedöms grovt motsvara ca 40 µg/kg vid L/S 0,8, exklusive justering med referenslysimeter. Det är

allmänt acceptabel överensstämmelse mellan labbdata och fältdata, eventuellt något lägre utlakade mängder från fält visavi labb.

Diagram 6.4. Ackumulerat utlakat av n-alkansyror och n-alkensyror från kolonnlakning av askprov på labb samt grovt uppskattat ackumulerat utlakat från testlysimeters asklager.



Askprovs kvantitativa innehåll av fenoler, inklusive nonylfenoler, kresoler, klorfenoler, samt klorbensener har tidigare analyserats. Ingen av dessa låg över respektive detektionsgräns. Härav ingick de heller inte i den riktade analys som utfördes på kolonnlakvatten från askprov (Nilsson, m. fl. 2002). Någon jämförelse mellan lakvatten från kolonn med utlakat i fält kan härav inte ges. Tabell 6.2 redovisar detekterade halter av dessa från testlysimeter. Klorfenoler beräknats ha lakats ut med ca 2 µg/kg vid L/S 0,7. Eftersom dessa inte förelåg i detekterbara halter i askan är det oklart varifrån dessa härstammar.

Kvantitativ analys avseende totalinnehåll av tio ftalater i askprov visade att endast di-(2-etylhexyl)ftalat (DEHP), förelåg i kvantifierbar halt, 1,5 mg/kg TS. Laboratoriell kolonnlakning av askprov visade att ingen av de analyserade ftalaterna, inklusive DEHP, lakades ut i detekterbara koncentrationer (Nilsson, m. fl. 2002). Någon jämförelse mellan lakvatten från kolonn med utlakat i fält kan härav inte ges. Det kan dock noteras att ftalater har detekterats i lakvatten, både från referenslysimeter och testlysimeter (tabell 6.2). Därtill, grundvattenprover tagna som referensprov från Dåva området uppvisade signifikanta halter av ftalater (avsnitt 7.3.3).

Eftersom flera av de föreningar som påträffats i lakvatten från lysimetern inte förelåg i kvantifierbara koncentrationer i askan eller i kolonnlakvattnen, är en av flera hypoteser till detta är indikation på tillfällig återinfiltration av vatten från diket in i lysimetern.

6.3 Grov jämförelse av lakdata, bl a med NVs kriterier för deponering

Vid bedömning av utlakning är det viktigt att klarlägga vad som totalt lakas ut per tid, dvs ackumulerat utlakat (mängd utlakat per vikt material som ämnet utlakats från vid bestämd lakvolym; lakvolym är en funktion av tid). Mindre relevant, i alla fall på längre sikt, är basera bedömning utifrån enskilda halter. I det senare fallet måste hänsyn tas till variation i halter, vilka kan variera avsevärt från tid till annan, kopplat till vilka volymer som halterna representerar. På mycket kort sikt kan dock utlakade halter ge en fingervisning om den initiala utlakningspotentialen.

I NV (2004) ges kriterier i form av gränsvärden för utlakade halter på mycket kort sikt (L/S 0,1) och utlakade mängder på lång sikt (L/S 10) för ett urval av grundämnen och oorganiska föreningar samt för några organiska parametrar, visavi krav för olika typer av deponier. De lakvattenhalter som genererats i de fältförsök som nu utförts kan inte direkt jämföras med dessa kriterier, bl a eftersom laktesterna är olika i de båda fallen. L/S 10 för vägen kan endast matematiskt prognoseras och nämnda gränsvärden är inte avsedda för nyttiggörande av restprodukt i väg samt de förhållanden som där kan uppkomma. Därtill är inte alla beståndsdelar och parametrar ingående i kriterierna analyserade i de fältgenererade lakvattnen. Med reservation för ovanstående bedöms ändå en grov jämförelse kunna göras för de nu genererade lakvattnen.

På mycket kort sikt lakas mest ut av Cl, SO₄ och i viss mån Cu samt av de organiska beståndsdelarna organiska syror och fenoler/kresoler. För antimon (Sb) och molybden (Mo) föreligger inga lakvärden från fälttestet. Baserat på laborativt skaktest av lagrad aska, bör utlakning av Sb och Mo konservativt ansättas minst i nivå med dem miljömässiga betydelsen av utlakningen av Cl och SO₄. Observera att nedan nämnda gränsvärden för avfall till icke-farligt avfallsdeponi menas att de ingår i ”kriterier för icke-farligt avfall och farligt avfall som deponeras på en deponi eller deponicell för icke-farligt avfall” (NV 2004). I det följande ges mer ingående underlag/information avseende ovanstående.

Cl har under testets tidsperiod lakats ut i avsevärda ackumulerade mängder. Emellertid, i fältförsöken har drygt ca 1 g Cl /kg vägmaterial lakats ut (alltså från hela vägkroppen), medan utifrån laboratorielakningen, baserat på summering av utlakning från de enskilda vägmaterialen (slit-, bär- och asklager), kan matematiskt beräknas att de sammantaget har lakat ut totalt ca 4 g Cl /kg, vid motsvarande L/S. Skillnaden är så pass signifikant att detta skulle kunna tyda på att kombinationen av de olika lagren i vägen har en återhållsam effekt på utlakningen av Cl, i alla fall upp till det L/S som genererats under testperiodens gång. Resonemanget baseras på att materialen och förhållanden i labbtestet och fälttestet är jämförbara.

Lakresultaten från vägen kan matematiskt grovt extrapoleras enligt tidigare beskriven formel (avsnitt 4.2.5). Härav fås att ackumulerat utlakat klorid vid L/S 0,1 är ca 0,88 g/kg vilket motsvarar ca 8,8 g/l. Vid jämförelse med föreskrifter för avfall till deponier (NV, 2004) ligger angiven halt i nivå med gränsvärde för icke-farligt avfalls deponi (8500 mg/l vid L/S 0,1) (NV, 2004). Lakkurvans ökning avtar markant med ökat L/S och ackumulerat utlakat vid L/S 10 är ca 1,3 g/kg (avsevärt under gränsvärde, 15 g/kg, för nämnda avfallstyp). Jämförelsen ovan och i det följande med NV (2004) måste göras med reservation eftersom den innebär att fältlakningarna i så fall likställs med den skaktestdesign i labb som NV (2004) kräver. Preliminärt bedöms dock jämförelsen kunna ge en grövre fingervisning avseende vilka föroreningsnivåer utlakningen i fält givit indikationer på.

Underlaget avseende utlakning i fälttestet av SO₄ är starkt begränsat. Om jämförelse ändå görs synes utlakade halter av SO₄ från testvägen inte avsevärt överstiga utlakade halter från referensvägen. Bidraget från askan synes alltså vara litet, då askan föreligger i kombination med bär- och slitlager. Om istället fokus läggs på laboratorielakningarna av de enskilda materialen (slit- och bärlager samt askan) uppvisar askan, vid L/S 2, en utlakning av SO₄ som är ca 3 ggr högre än för slit- och bärlagermaterialet tillsammans. Vid jämförelse med uppkommet L/S i väg under testets tidsperiod, ansatt på labblak-

ningen, skulle ackumulerat utlakat från testvägen teoretiskt motsvara ca 2 g SO₄/kg vid L/S 0,1, baserat på summering av de enskilda materialens utlakning i labbtest. Emellertid indikerar alltså fälttestet att ackumulerade utlakade mängder av SO₄ från testvägen med dess materialkombination är avsevärt lägre. Vid L/S 0,05 i fälttestet är halten 190 mg/l och synes därefter vara avtagande vid ökat L/S (upp till maximalt erhållet L/S 0,35). Avfall till inert deponi har gränsvärdet 1500 mg/l vid L/S 0,1 (NV, 2004). Även i detta fall synes alltså kombinationen ha en återhållsam effekt på ackumulerat utlakat SO₄, i alla fall upp till maximalt uppmätt L/S i fält. SO₄ synes dock ha större tidsmässigt uthållighet i sitt lakbeteende jämfört med Cl.

För flertalet av övriga analyserade oorganiska beståndsdelar synes preliminärt samma trend föreligga, dvs summan av utlakning från de enskilda materialen i labb är avsevärd högre än sammantaget då materialen ligger tillsammans i vägen. Orsaken har inte gått att fastsätta, men kan hypotetiskt vara orsakat av olika pH och/eller buffringskapacitet i lakvattnen genererade i labb visavi i fält. Cu är en av de få beståndsdelar som analyserats som uppvisar högre ackumulerade utlakade mängder i fälttestet än i labbtestet. Därtill kan utlakade halter och mängder av Cu bedömas ligga högt i jämförelse med de flesta övriga undersökta utlakade oorganiska beståndsdelarna samt relativt kriterier för avfall till olika deponier (NV 2004). Halt utlakat Cu vid L/S 0,1 kan uppskattas till ca 1,5 mg/l. Baserat på nämnda matematiska extrapolation kan utlakat Cu vid L/S 10 grovt uppskattas till ca 0,64 mg/kg. Vid jämförelse med gränsvärden för avfall till deponi fås att halten vid L/S 0,1 ligger över gränsvärdet för inert deponi (0,6 mg/l) men under för icke-farligt avfall (30 mg/l) samt under gränsvärdet för inert deponi vid L/S 10 (2 mg/kg).

Sb och Mo har enbart analyserats i laboratorieframställda lakvatten. En utvärdering av deras lakbarhet i fälttestet blir härav bristfällig. Enligt Nilsson m. fl. (2002) överskred utlakning av dessa två beståndsdelar de då föreslagna gränsvärdena för avfall till inert deponi. Vid en närmare studie av bilaga till nämnda rapport fås avseende utlakat Sb från lagrad aska: Skaktest (dubbeltest) gav i medel 0,153 mg/kg vid L/S 2 och 0,701 mg/kg vid L/S 10. Detta kan närmast approximeras med rät linje varvid L/S 0,1 i så fall grovt motsvarar 0,01 mg/kg, dvs 0,1 mg/l vid L/S 0,1. Parallellt utfördes kolonnlakning varvid vid L/S 0,1 var halten 0,017 mg/l samt 0,04 mg/kg ackumulerat utlakat vid L/S 2 och 0,22 mg/kg ackumulerat utlakat vid L/S 10. Kolonnlakvärdena är alltså avsevärt lägre än för skaklakningen. Gränsvärdet för avfall till inert deponi är 0,1 mg/l vid L/S 0,1 och 0,06 mg/kg vid L/S 10. För det senare fallet överskrider alltså gränsvärdet med signifikant marginal. Jämförelse med gränsvärde för avfall till icke-farligt avfallsdeponi fås att angiven ackumulerad utlakad mängd från skaktestet ligger i nivå med gränsvärdet (0,7 mg/kg) medan kolonnlakningen ligger signifikant lägre.

För Mo anges i nämnda bilaga att utlakat från lagrad aska uppvisar så gott som lika mängder ackumulerat utlakat vid L/S 2 och L/S 10: ca 0,8 mg/kg. Detta beteende gör det mycket vanskligt att interpolera ned till L/S 0,1. Kolonnlakningen uppvisar 0,9 mg/l vid L/S 0,1 och 1,4 mg/kg (ackumulerat utlakat) vid L/S 10. Om man konservativt ansätter att utlakat vid L/S 2 är det dubbla av vad som lakats ut vid L/S 0,1 motsvarar i så fall utlakad halt vid L/S 0,1 gränsvärdet för avfall till icke-farligt avfalls deponi. Utlakade mängder vid L/S 10 är dock klart under gränsvärdet för nämnda avfallstyp (10 mg/kg). Exemplifierad ansättning för L/S 0,1 är som klart framgår mycket osäker. Utlakningen av Mo bör konservativt ansättas ha potential upp till i nivå med gränsvärde för avfall till icke-farligt avfallsdeponi.

Utlakade halter och mängder av Cr från fälttestet kan matematiskt grovt bedömas understiga gränsvärden för inertavfall till deponi.

Laboratorieresultat från lakning av enbart askan gällande Ni, Zn, As, Cd, Pb vid L/S 10, samt en matematisk interpolering till L/S 0,1 (baserat på värden för L/S 0; 2 och 10), fås att alla dessa metaller uppvisar lakresultat som ligger under (för Cd ev. i nivå med) gränsvärde för inert avfall till deponi (både vid L/S 0,1 och 10). Reservation än en gång för att laktestet inte är detsamma som anges av NV för utvärdering. Resultaten bedöms alltså ändå grovt kunna ge fingervisning med angiven jämförelse.

Omgivningspåverkan från de undersökta organiska föreningarna under testperioden bedöms preliminärt vara ringa. Lakvattnen innehåller framför allt lättnedbrytbara alifatiska syror (de flesta kan hänföras till livsmedel). Därtill har främst fenoler och kresoler detekterats. Dessa lakas ut med högsta halter initialt, maximalt 22 µg/l. Emellertid förelåg inte fenoler/kresoler i någon detekterbar totalhalt i själva askan, härav bedöms källan vara okänd. Om man använder lakbeteendet av fenoler/kresoler i fälttestet upp till L/S 0,7 och på basis härav gör en grov matematisk extrapolering till L/S 10 fås ca 0,01 mg/kg utlakat vid L/S 10. Detta ligger avsevärt under gränsvärdet för fenolindex i lakvatten från avfall till inert deponi (1 mg/kg) (NV 2004). Reservation för att fenoler/kresoler likställs med fenolindex (kan endast grovt göras eftersom analysutförandena är annorlunda).

På samma sätt som beskrivits ovan kan extrapolering göras för DOC. Om man konservativt ansätter att allt TOC analyserat i lakvattnen motsvarar DOC, samt använder högsta värde av labb- och fältlakningar, fås ca 13 mg/kg ackumulerat utlakat vid L/S 0,1, vilket motsvarar 130 mg/l, och ca 80 mg/kg vid L/S 10. Gränsvärdet för avfall till inert deponi är ca 1,2 ggr högre vid L/S 0,1 och ca 6 ggr högre vid L/S 10 (NV 2004).

Vid sidan av ovan nämnda organiska föreningar har främst ftalater och klorfenoler detekterats i lakvattnen från vägen. Den tidigare utförda totalhaltsanalysen av askan gav ingen indikation på kvantifierbara klorfenoler. Härav ingick ej heller klorfenoler i den riktade analys som utfördes på lakvattnen genererade i labbtesterna. Någon indikation på klorfenoler erhöles ej heller i den semi-kvantitativa GC/MS screeningen som utfördes på lakvattnen genererade i labb. Källa till kvantifierbara halter av klorfenoler, 0,2 µg/l – 16 µg/l i lakvatten från vägen, är okänd. Klorfenoler brukar härledas till träimpregneringsmedel. Om lakvattnens innehåll av klorfenoler jämfställs med ytvatten (NV 4918, 1999) bedöms uppmätta maxhalter vara måttligt allvarliga – allvarliga. Inga analyser avseende klorfenoler har utförts på områdets grundvatten.

Vid riktad totalhaltsanalys på askan kvantifierades en ftalat, DEHP 1,5 mg/kg. I de parallellt utförda GC/MS screeningarna på askan detekterades (screening ger osäker kvantifiering) fyra ftalater. Riktad analys av lakvatten genererade vid labbtesterna indikerade inga lakbara ftalater. I de parallellt utförda GC/MS screeningarna på lakvattnen detekterades två ftalater, bl a DEHP. Analys av ftalater utfördes härav på lakvatten från vägen. Halter som uppmättes under fälttestets gång från provvägen låg i intervallet 0,7 µg/l - 17 µg/l (det sistnämnda fallet bestod till hälften av monoklorfenol). Dessa halter är avsevärt lägre än de halter som uppmätts som naturliga bakgrundshalter i områdets grundvatten (avsnitt 7.3.3). Därtill detekterades ftalater också i lakvatten från referenslysimetern. Provvägens bidrag till områdets ftalatinnehåll bedöms preliminärt som litet.

7 GRUNDVATTEN

7.1 Provtagning

Fyra grundvattenrör, PEH-HD 63 mm, installerades i en profil tvärs över vägen, figur 7.1a-b. Rördjupet varierar från ca 1,45 till 2,5 m under markytan, tabell 7.1. Före provtagning mättes grundvattennivån och rören tömdes med hämtare. Tillrinningen till rören var låg och vattenprov togs när ca 60-70 % av ursprungliga nivån uppnåts. Provtagningsflaskorna fylldes helt och förvarades sedan i kylskåpstemperatur under ca 30 h före analys. Analys gjordes på både filtrerat (45 µm) och ofiltrerat prov.

Svag lukt av sulfid förekom vid ett par tillfällen från rör BH 3.

Tabell 7.1. Installerade grundvattenrör vid provvägen i Dåva.

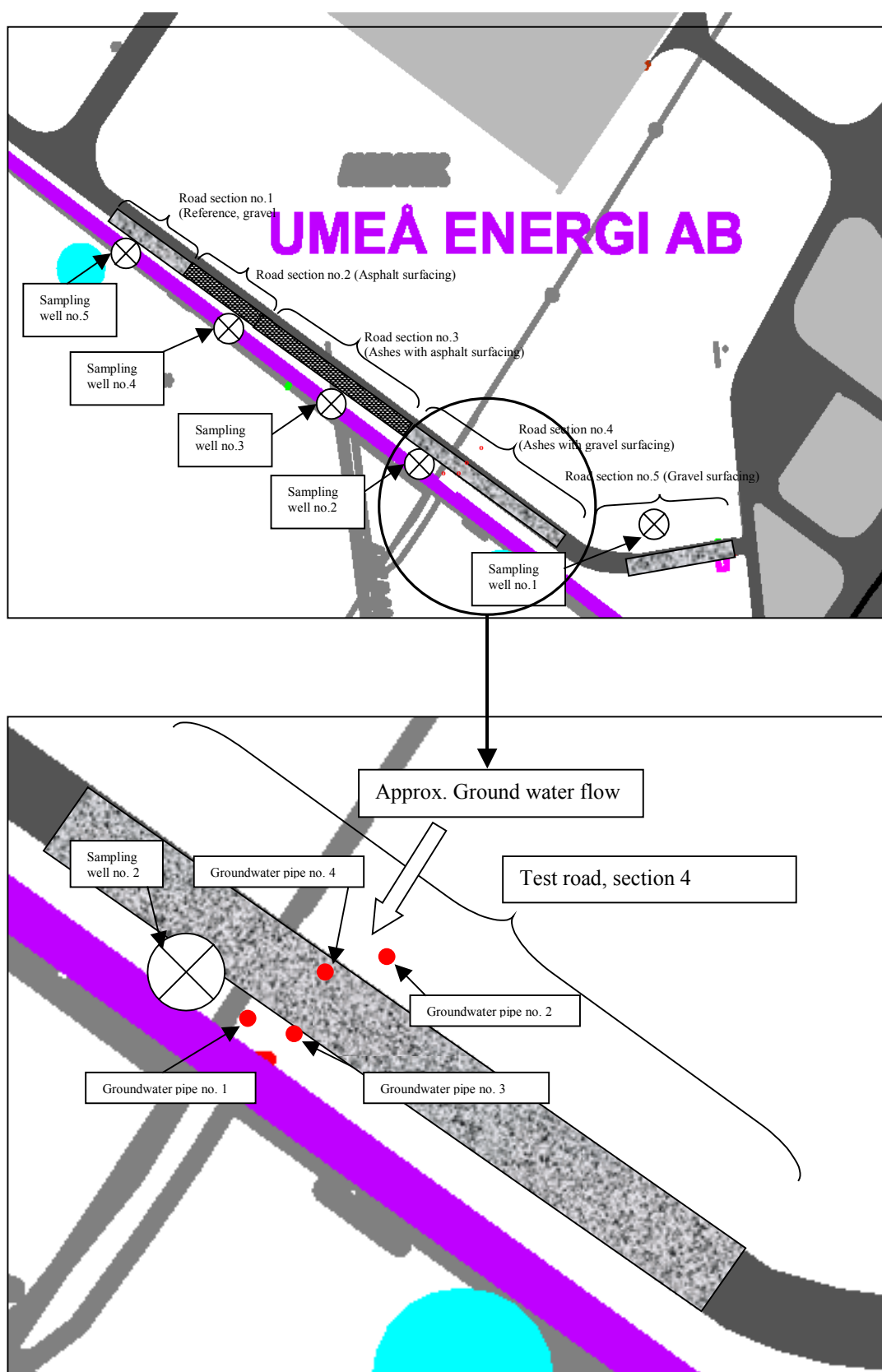
Grv rör	x-koord	y-koord	Spetsdjup u my (m)	Ök-rör, (möh)	Markyta vid rör, (möh) (2004-06-23)
1	1505019,729	7084620,690	2,20	30,51	29,58
2	1505034,968	7084637,928	2,30	30,97	30,07
3	1505026,546	7084618,690	1,45	30,90	29,28
4	1505024,799	7084632,930		30,04*	30,07

*Ök-rör för Grv-rör 4 gäller endast efter den 2004-09-23, då grv-röret sågades av 3cm efter att ha stuckit upp i vägbanan.

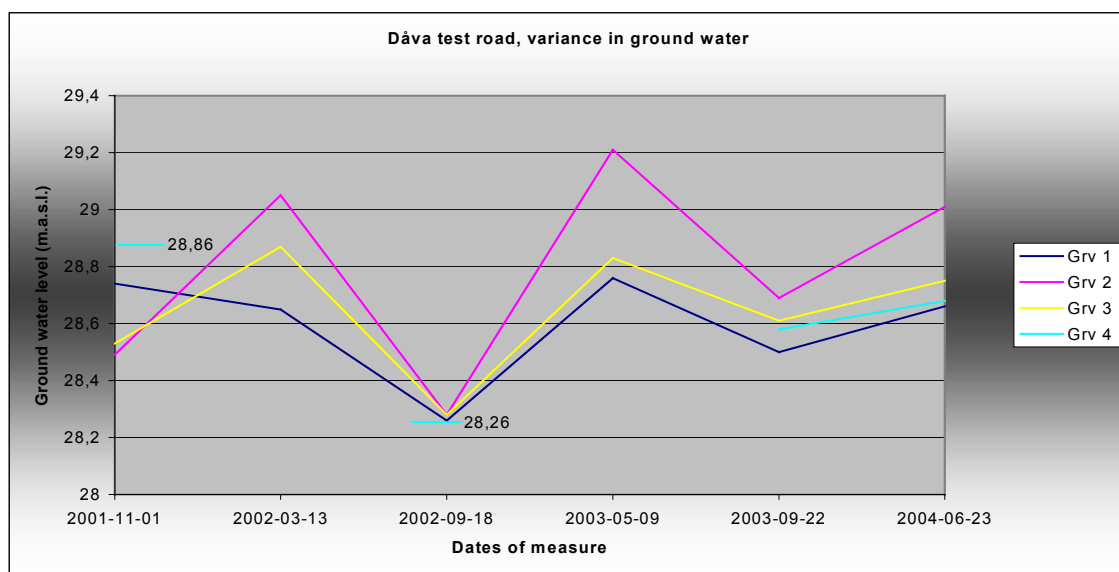
7.2 Grundvattennivå och strömning

Grundvattnets nivåvariationer återges i figur 7.2. Grundvattenrör 3 uppvisar de största nivåvariationerna, ca 1 m. Rör nr 4 är placerat mitt i provvägen. Grundvattennivån har här uppmätts ca 1,5 m under vägbanan (vägbanans nivå +30,07). Högsta grundvattennivåerna har registrerats under tidig vår och de lägsta på hösten.

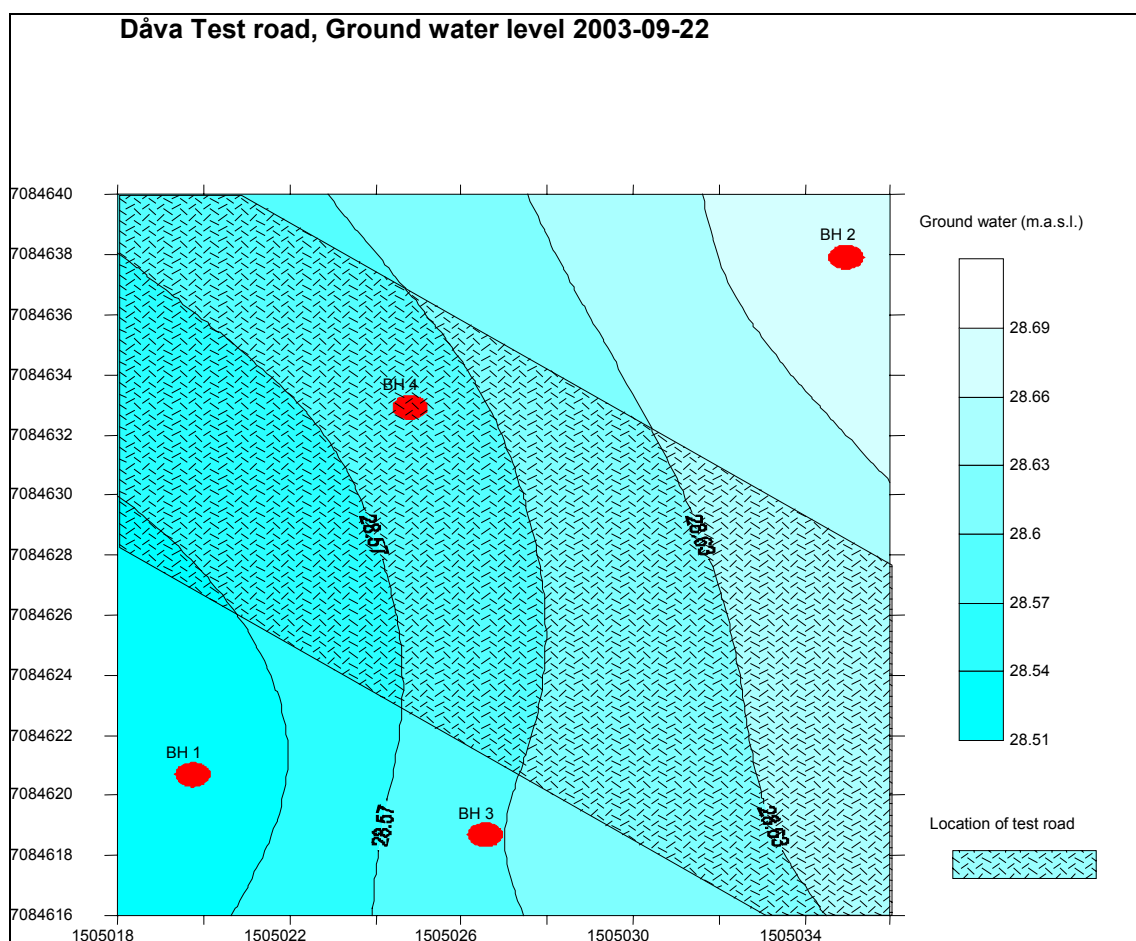
Grundvattnets strömningsriktning varierar mellan sydvästlig och västsydvästlig. Ett representativt exempel ses i figur 7.3.



Figur 7.1a-b. Installerade grundvattenrör i profil över provvägen.



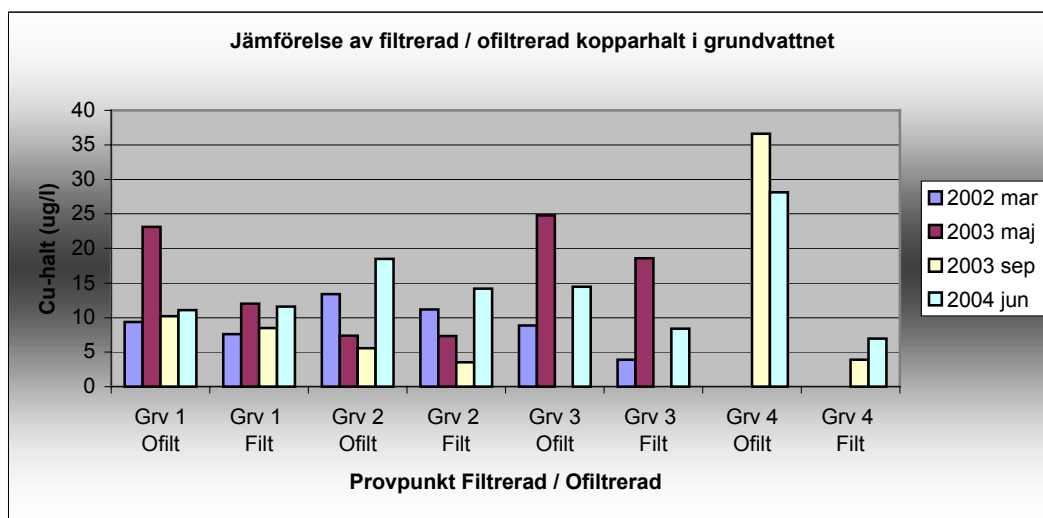
Figur 7.2. Uppmätta grundvattennivåer i profil över provvägen.



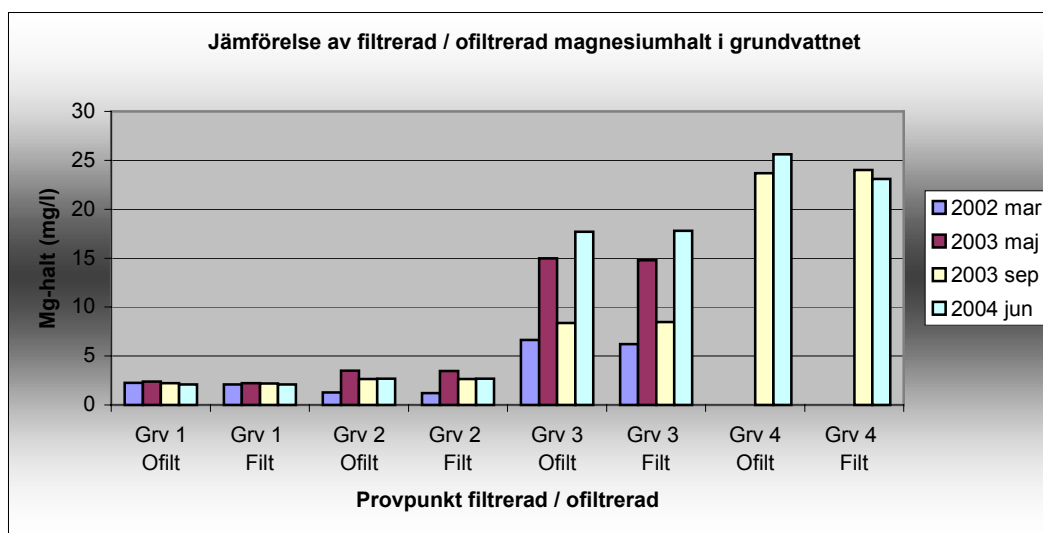
Figur 7.3. Grundvattengradient inom området för testlysimetern. Skuggat område motsvarar provvägen.

7.3 Grundvattenkemi

Grundvattenprover för kemisk analys har tagits fyra gånger under projektiden. Både filtrerade och ofiltrerade prov analyserades och en jämförelse visare vanligen lägre halter för filtrerade prov, men variationerna är stora med ibland knappast någon skillnad och vid andra tillfällen mycket stora skillnader i samma rör. Det finns en tendens till mindre skillnader mellan filtrerat och ofiltrerat under den nederbördsrika inledande delen av projektet jämfört med den nederbördsfattigare avslutningen. I figur 7.4 och 7.5 illustreras resultaten för koppar respektive magnesium. Det framgår att variationen är större för koppar.



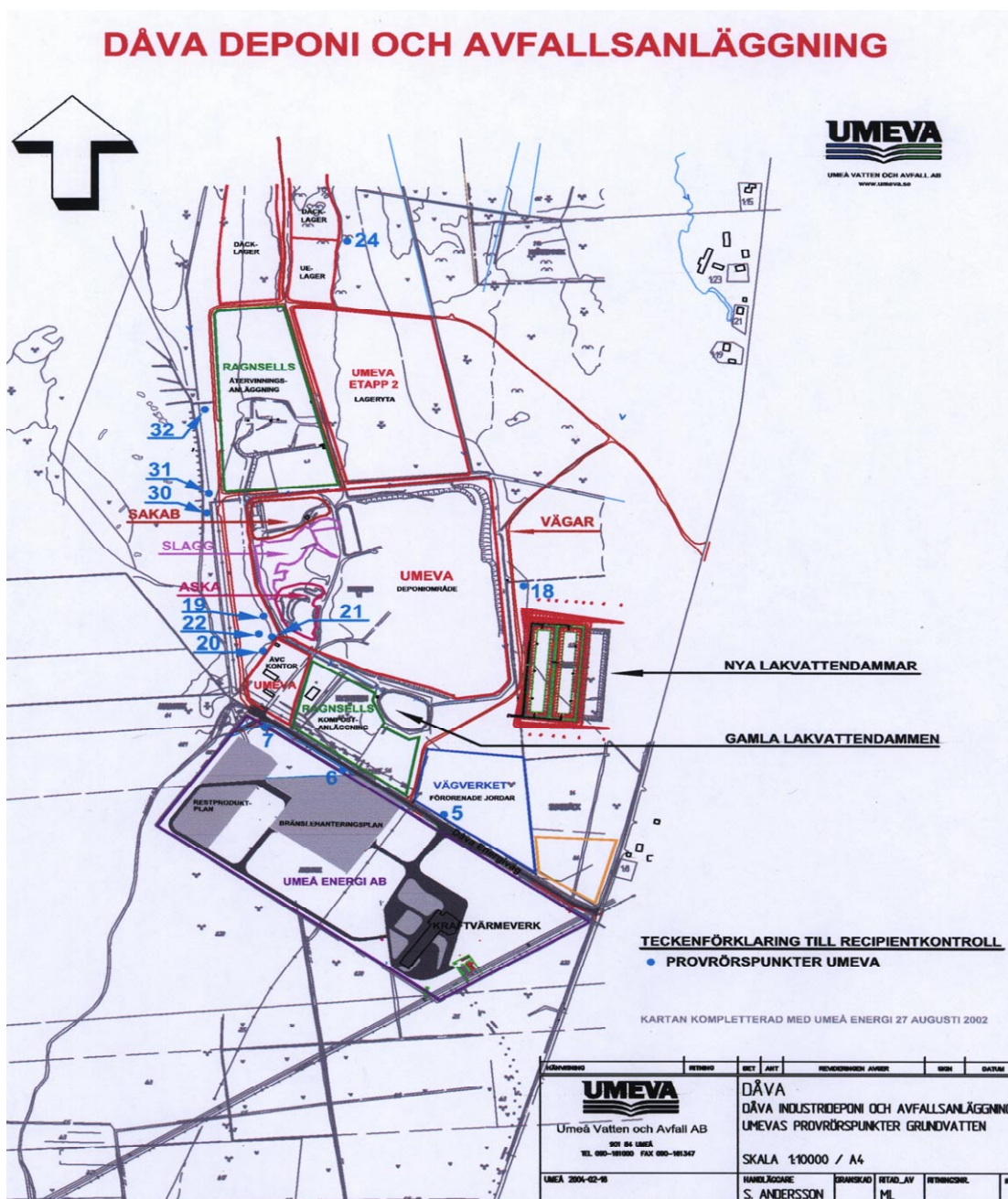
Figur 7.4. Filtrerade respektive ofiltrerade grundvattenprover.



Figur 7.5. Filtrerade respektive ofiltrerade grundvattenprover.

7.3.1 Halter och referensvärden

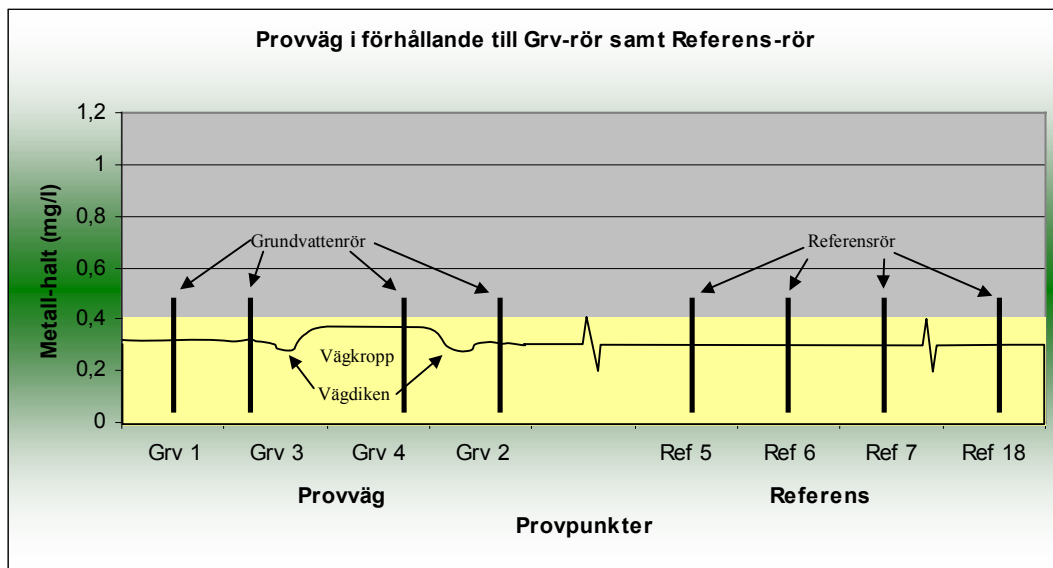
Nedan presenteras en serie diagram med analyserade metallhalter från grundvattnet i anslutning till och i provvägen samt referenspunkter inne på Umeå Energis område. Fyra referenspunkter har använts. Mellan 1993-1998 hade referensrören beteckningen; 1, 2, 3, 7 och 8 men idag heter motsvarande rör; 7, 6, 5, 18 och 19. I diagram 7.7, 7.8 och 7.9 förekommer dock bara aktuell beteckning av rör, även då analyserna härrör från 93-98. Referensrörens placering framgår av figur 7.6 och grundvattenrörens placering i anslutning till och i vägen framgår av figur 7.1.



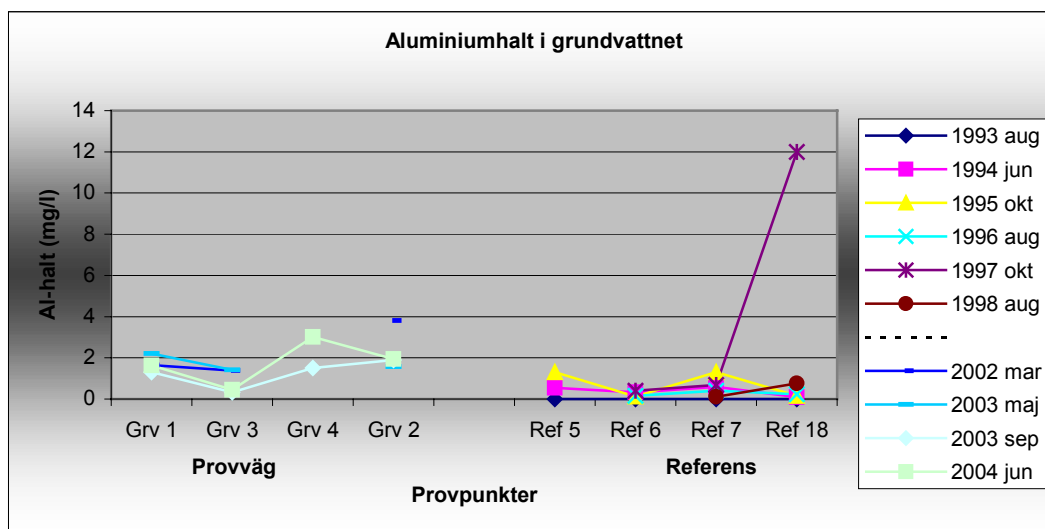
Figur 7.6. Referensprovpunkter (grundvatten) inne på Dåva området. Fyra referenspunkter har använts, mellan 1993-1998 hade referensrören beteckningen; 1, 2, 3, 7 och 8 men idag heter motsvarande rör; 7, 6, 5, 18 och 19. I nedan diagram förekommer dock bara aktuell beteckning av rör, även då analyserna härrör från 93-98.

Figur 7.7 visar vägens ungefärliga placering i förhållande till de fyra grundvattenrör som är placerade i anslutning till eller i vägen samt referensgrundvattenrör. Avståndet mellan referensrör och provvägen är dock inte skalenligt vilket indikeras av en bruten linje i figuren. Detta förekommer även mellan referenspunkten 7 och 18 vilket också har ett icke skalenligt avstånd.

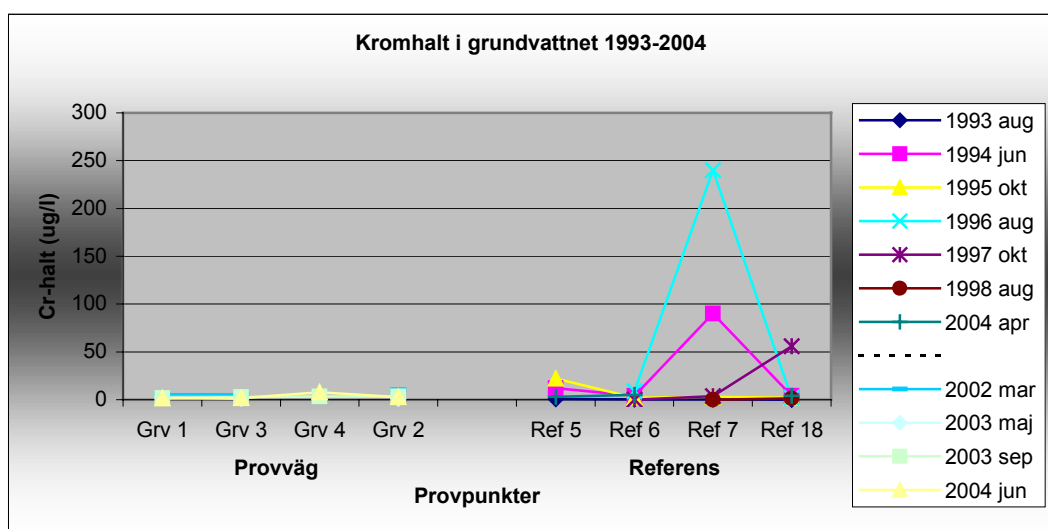
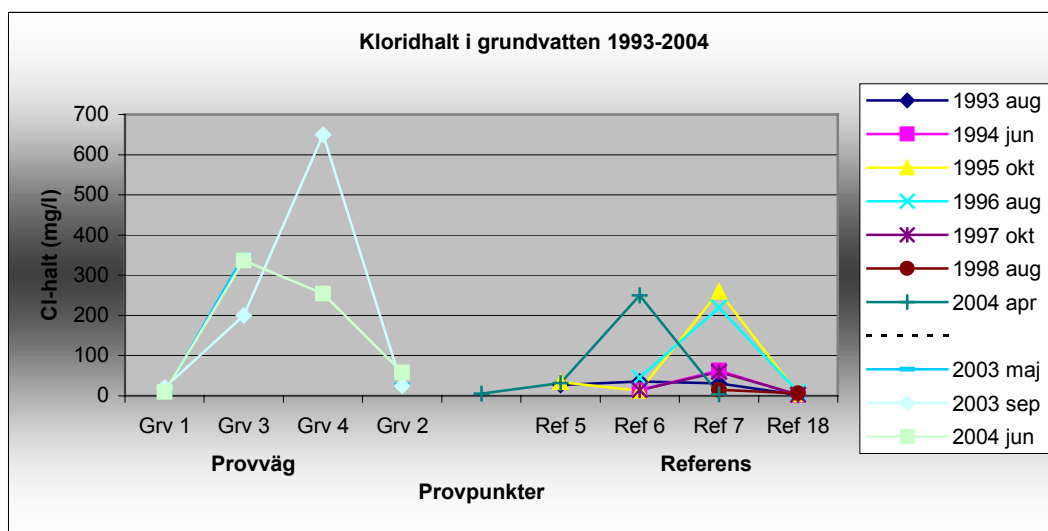
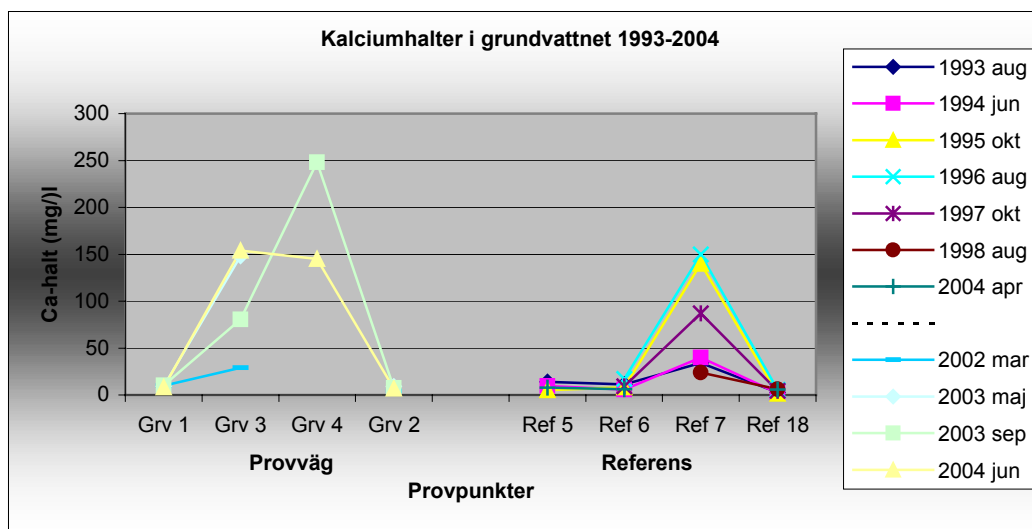
Resultaten visar att samtliga analyserade ämnen hade en topp i rör 4, mitt under provvägen. För Cl, Ca, Fe och SO₄ ligger denna topp högre än omgivande referensvärden.



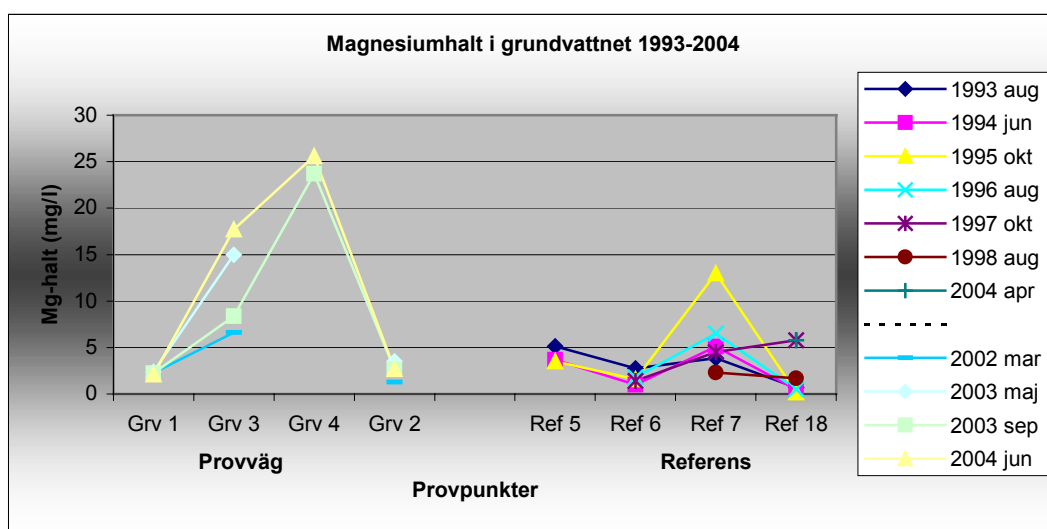
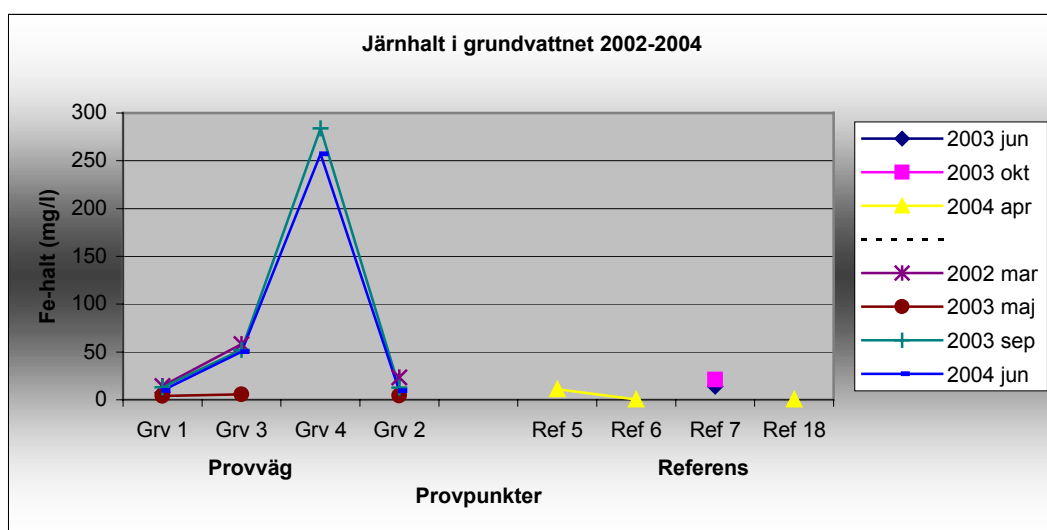
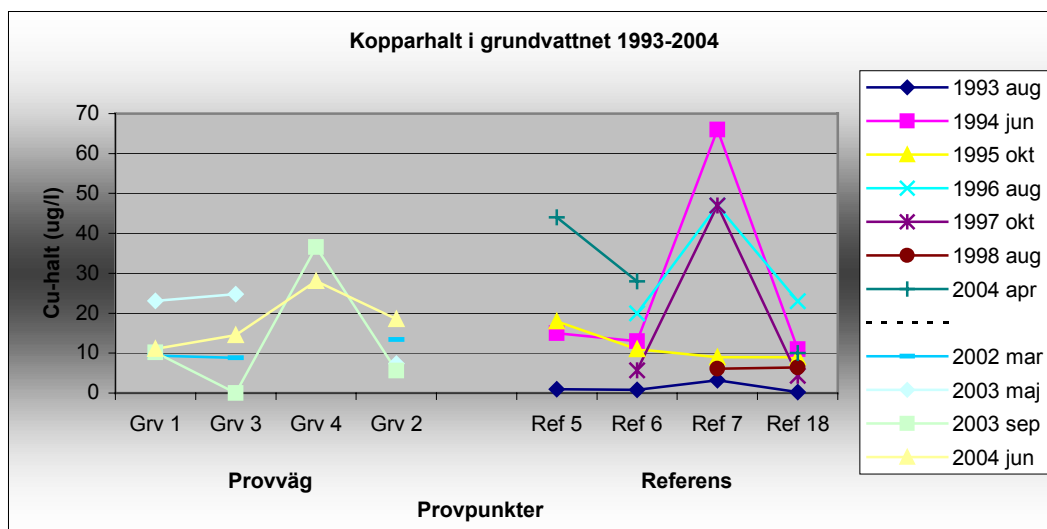
Figur 7.7. Diagrammet visar vägens ungefärliga placering i förhållande till grundvattenrören i anslutning till och i provvägen. Observera numrering av grundvattenrören, nr 1 och 3 ligger SV om väggroppen, nr 4 ligger i vägen och nr 2 ligger NO om provvägen. De två brutna linjerna indikerar ett större avstånd än vad som visas i diagrammet.



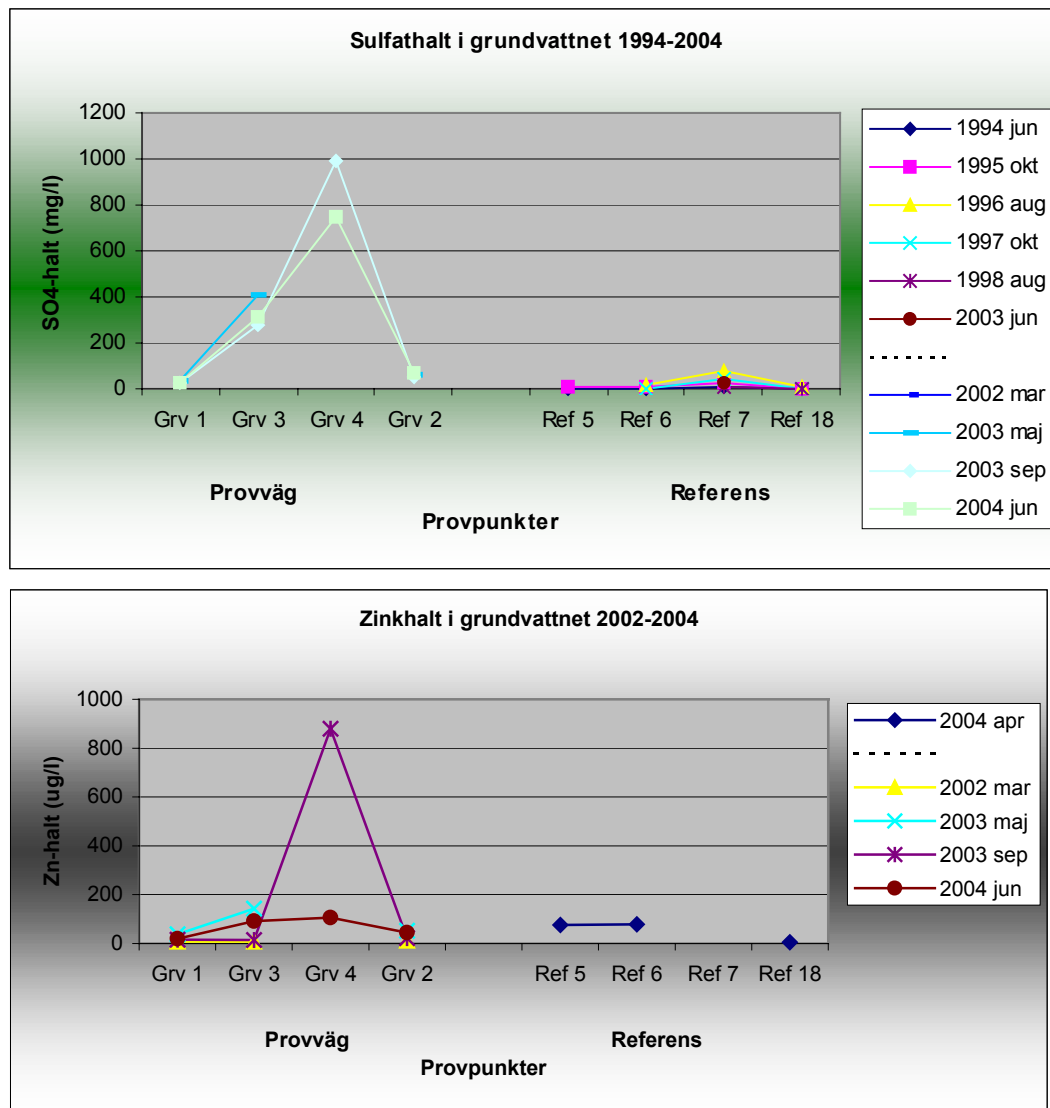
Figur 7.8 a. Halt av Al i grundvatten provtaget vid provväg samt i referensrör.



Figur 7.8 b-d. Halt av Ca, Cl och Cr i grundvatten provtaget vid provväg samt i referensrör.

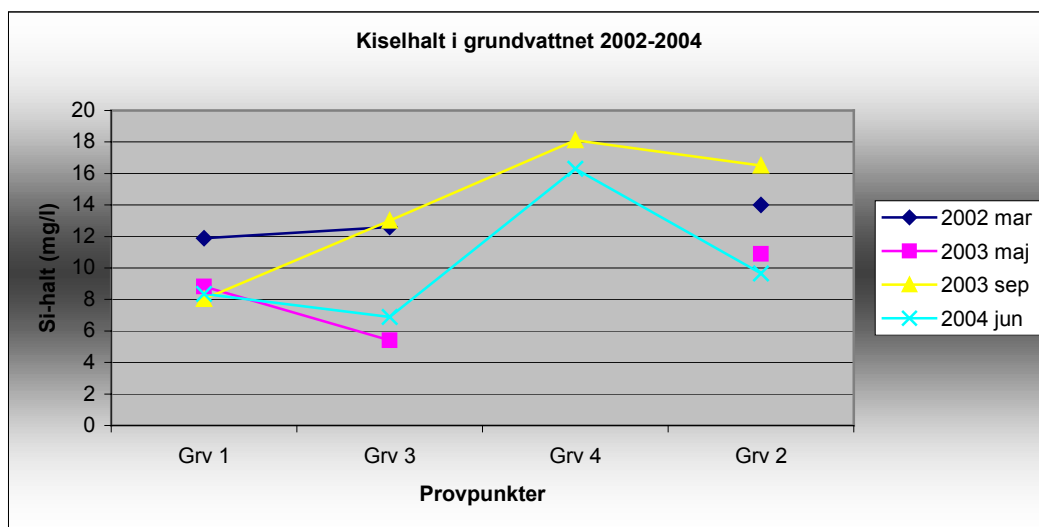
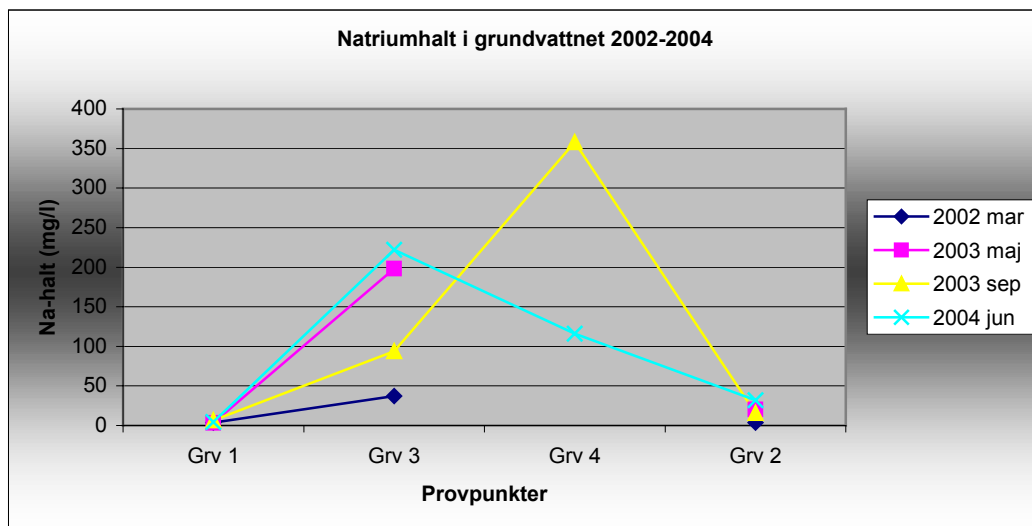
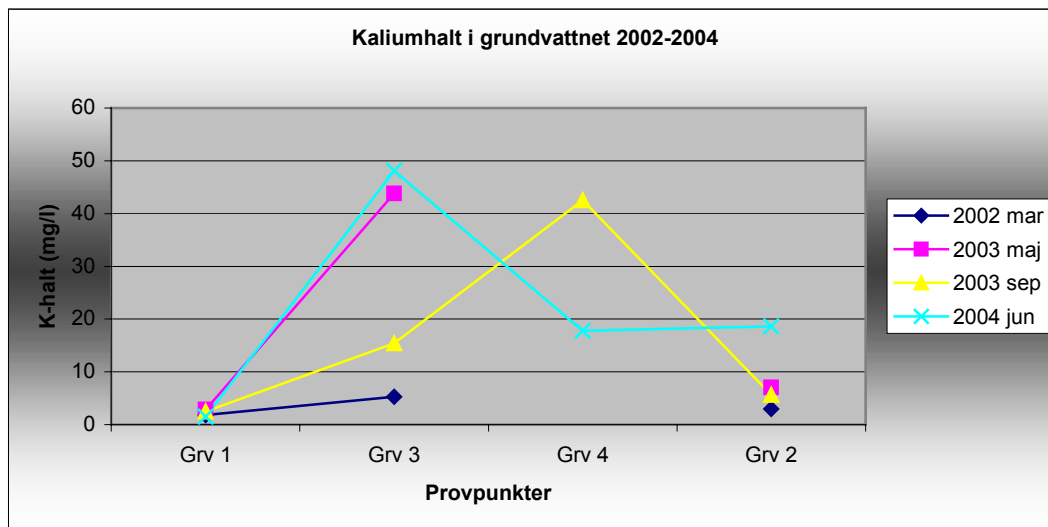


Figur 7.8 e-g. Halt av Cu, Fe och Mg i grundvatten provtaget vid provväg samt i referensrör.



Figur 7.8 h-i. Halt av SO₄ och Zn i grundvatten provtaget vid provväg samt i referensrör.

Observera att de ämnen som redovisas i diagram 7.9 saknas i referensanalyserna.



Figur 7.9 a-c. Halt av K, Na och Si i grundvatten provtaget vid provväg.

7.3.2 Ftalater i grundvatten

I grundvattenproverna analyserades vid ett tillfälle (april 2004) innehåll av ftalater. Resultaten, tabell 7.2, visar att områdets grundvatten då innehöll signifikanta halter av ftalater. Källan/källorna är okända. Ftalater härleds normalt till vissa typer av plaster. Grv rör 18, som uppvisar högst halt av de tre undersökta, är placerad strax intill deponiområdet, Grv rör 5 intill upplag för förorenade jordar och Gv rör 6 i närheten av kompostanläggning (figur 7.6).

Tabell 7.2. Halter av ftalater i referensgrundvattenprover.

Referensrör	Provtagningsdatum	Halt ftalater
Grv rör 5	22/4 2004	18 ug/l
Grv rör 6	22/4 2004	3,8 ug/l
Grv rör 18	22/4 2004	94 ug/l

7.3.3 Tidsserier och trenden

Nedan redovisas ett antal diagram, diagram 7.10 med tidsserier för grundvattenanalyser vid provvägen samt referensrör. Resultaten visar på tämligen stora variationer t.ex. beträffande Ca, Cl, Na och Zn i grundvattenrör 4 samt för Ca och Mg i rör 3. För referensrören visar framförallt rör 7 stora variationer. Mellan 1993 och 1997 visar Ca, Cl, Mg och delvis också Cr och Cu. Kopparhalten hade dock ökat i två referensrör vid den senaste provtagningen., liksom kloridhalten i ref rör 7.

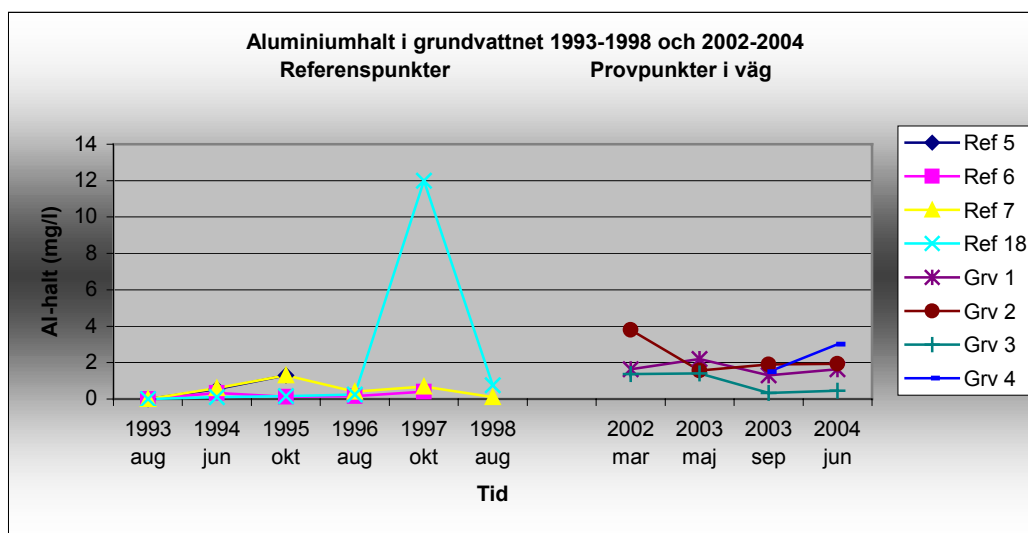


Diagram 7.10 a. Tidsberoende förändring av halter i grundvattenprover.

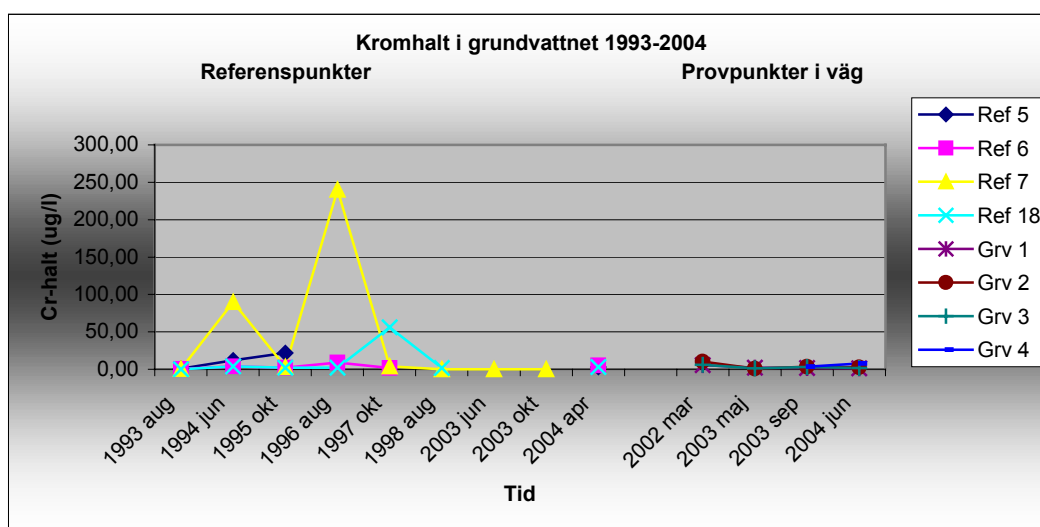
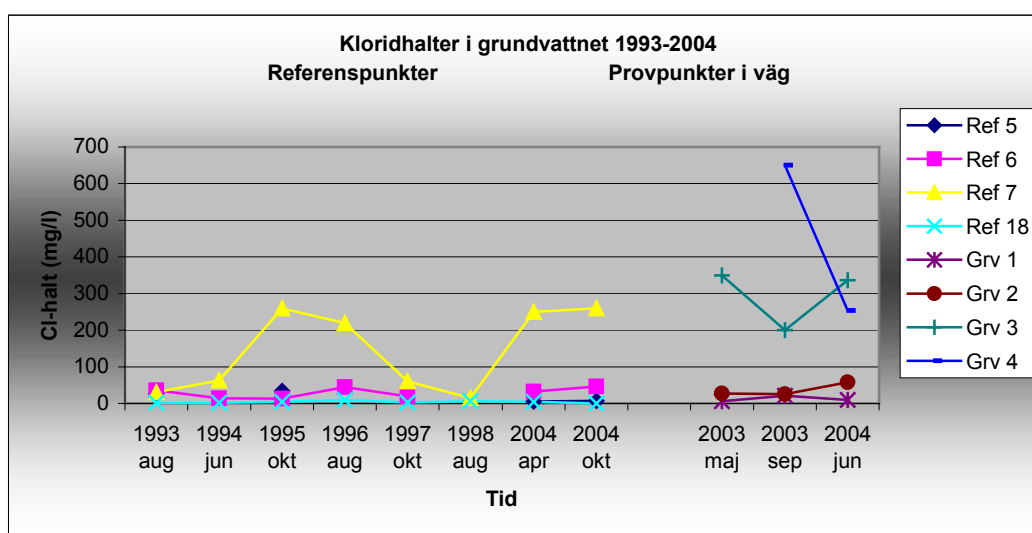
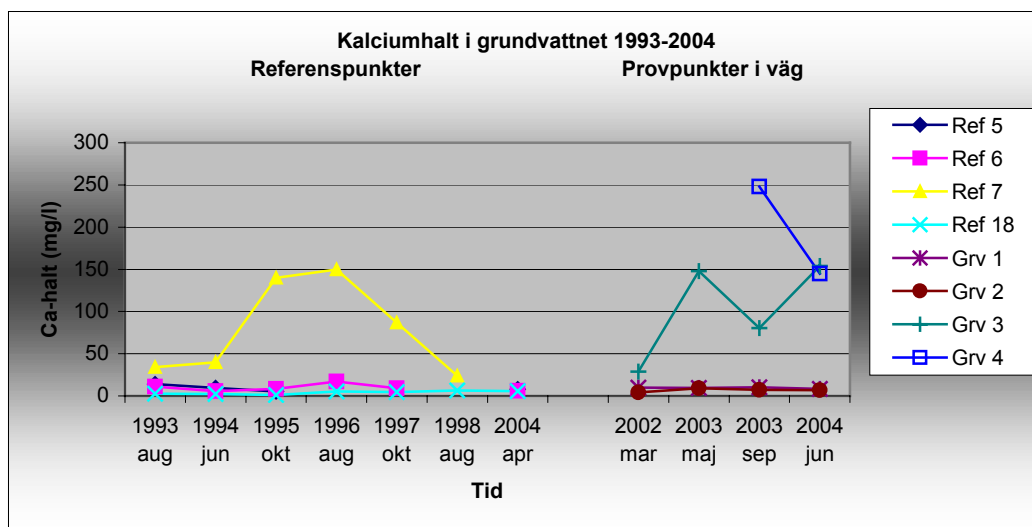


Diagram 7.10 b-d. Tidsberoende förändring av halter i grundvattenprover.

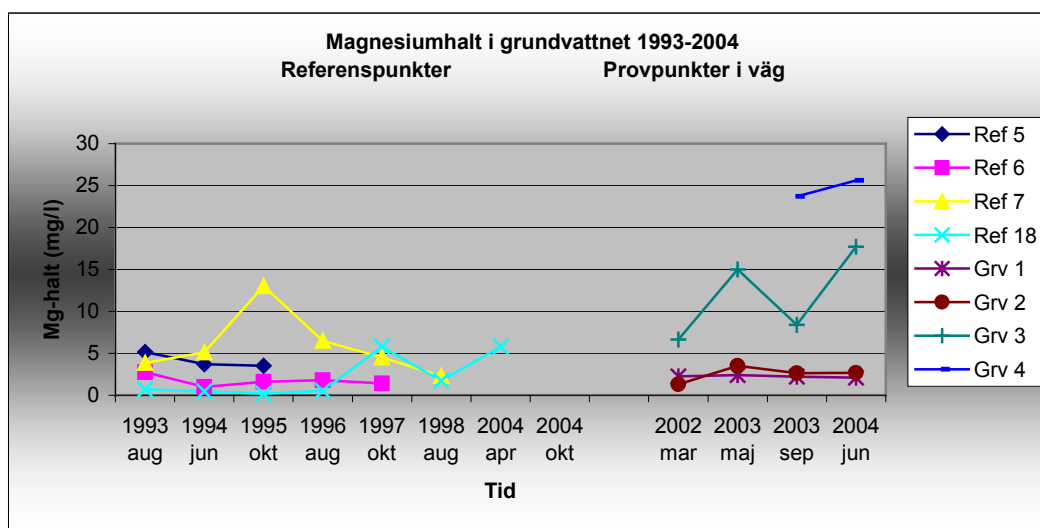
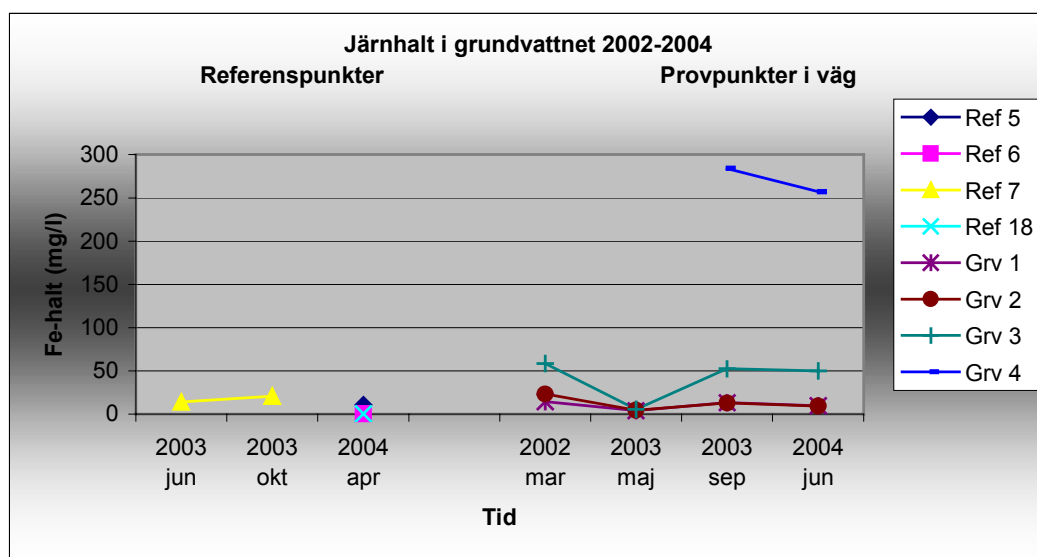
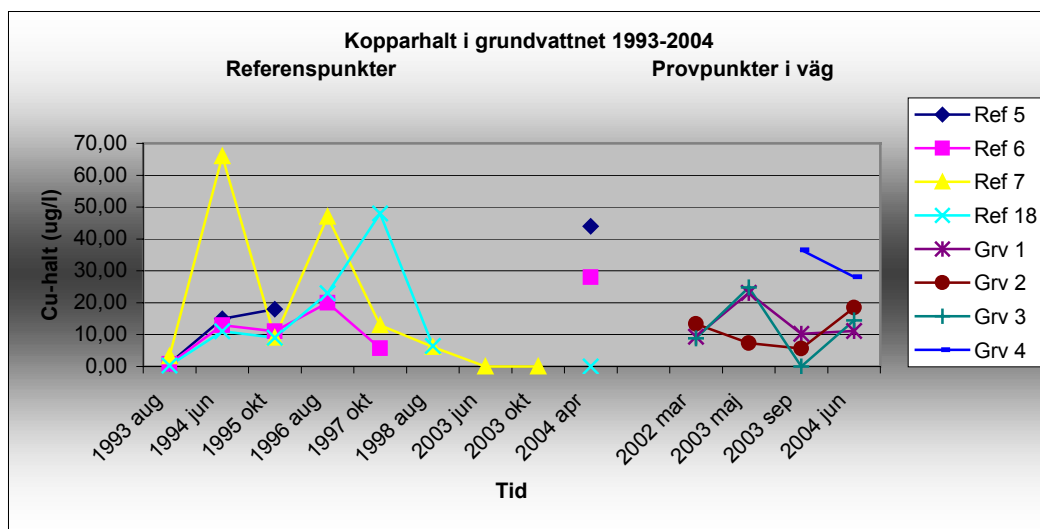


Diagram 7.10 e-g. Tidsberoende förändring av halter i grundvattenprover.

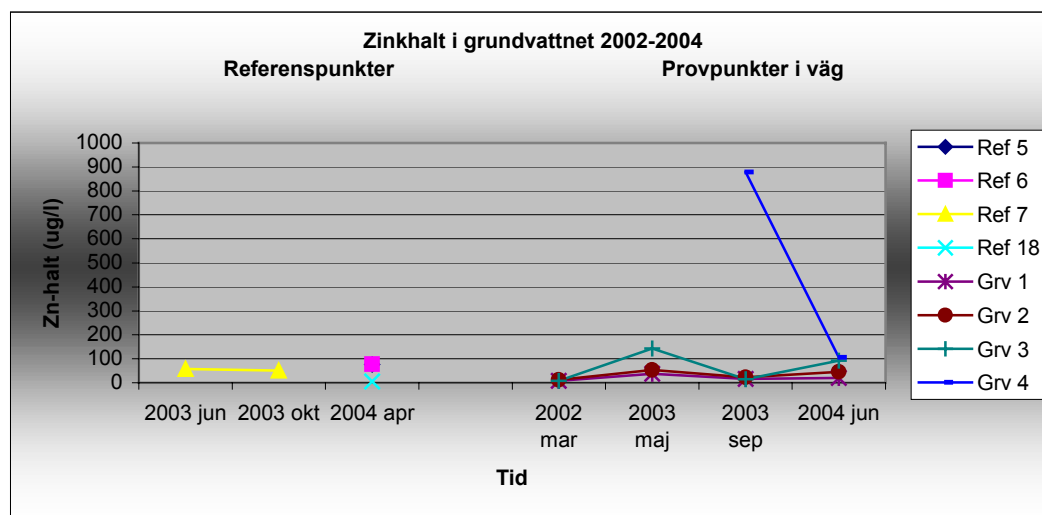
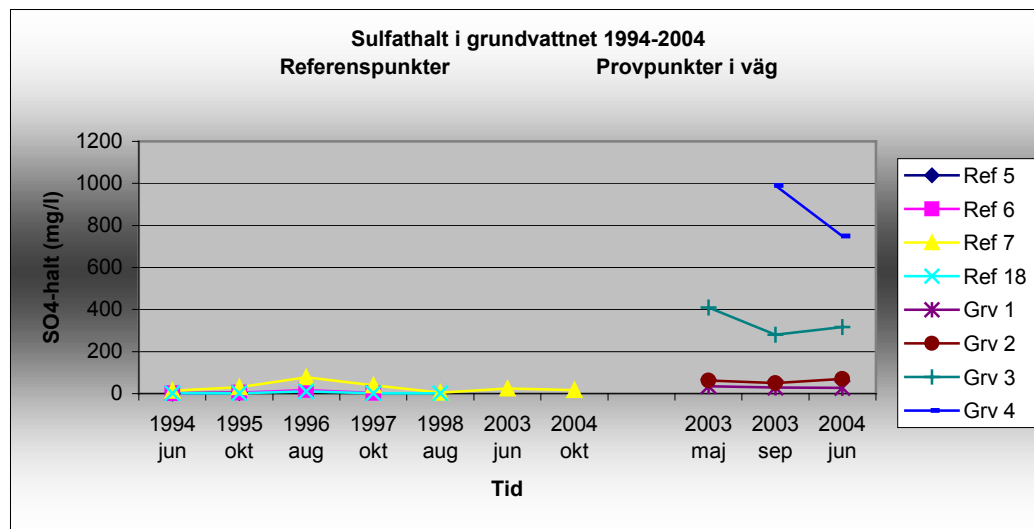


Diagram 7.10 h-i. Tidsberoende förändring av halter i grundvattenprover.

I diagram 7.11 saknas analys av angivna ämnen i referensprover.

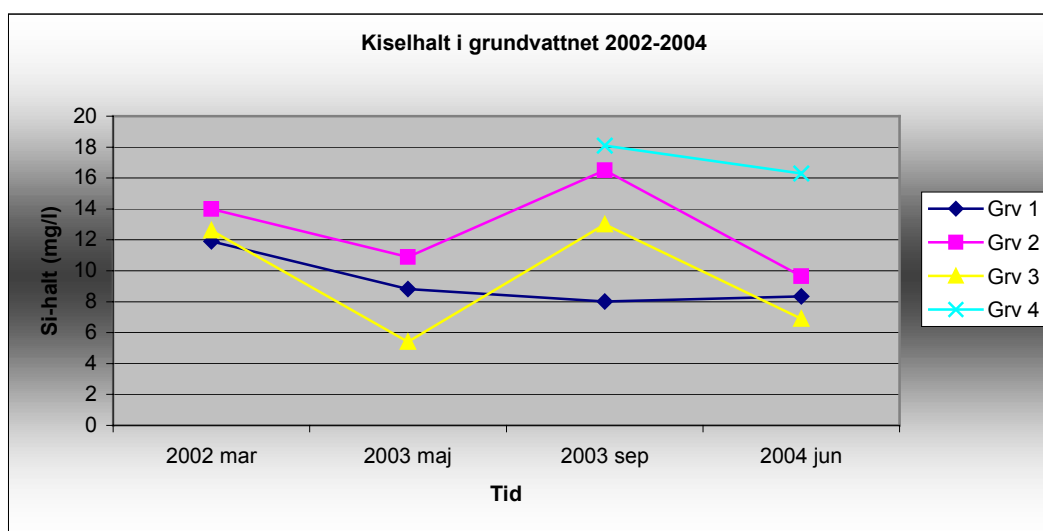
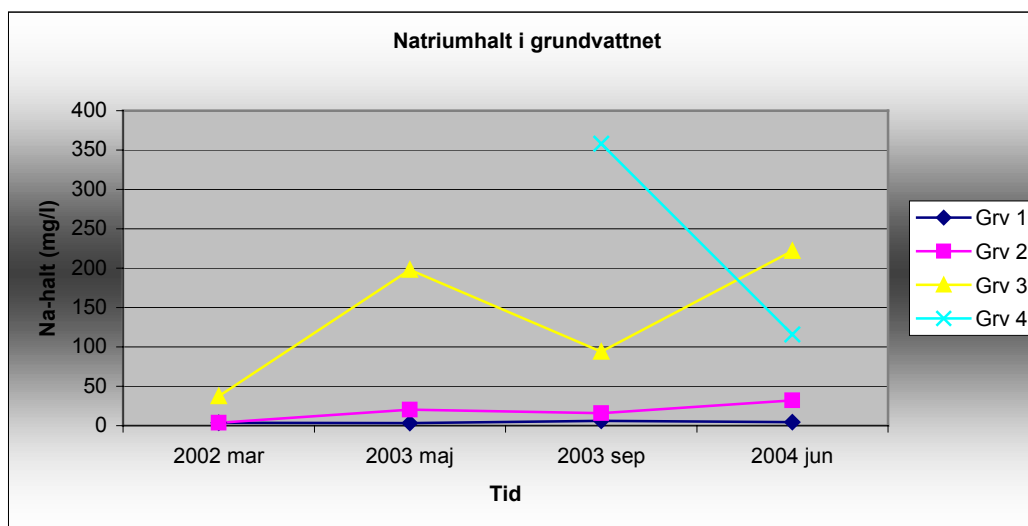
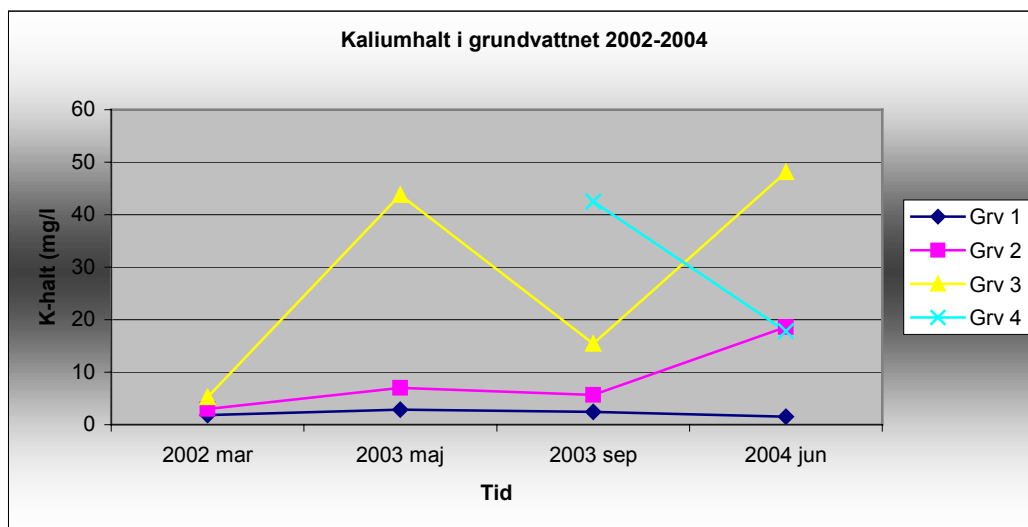
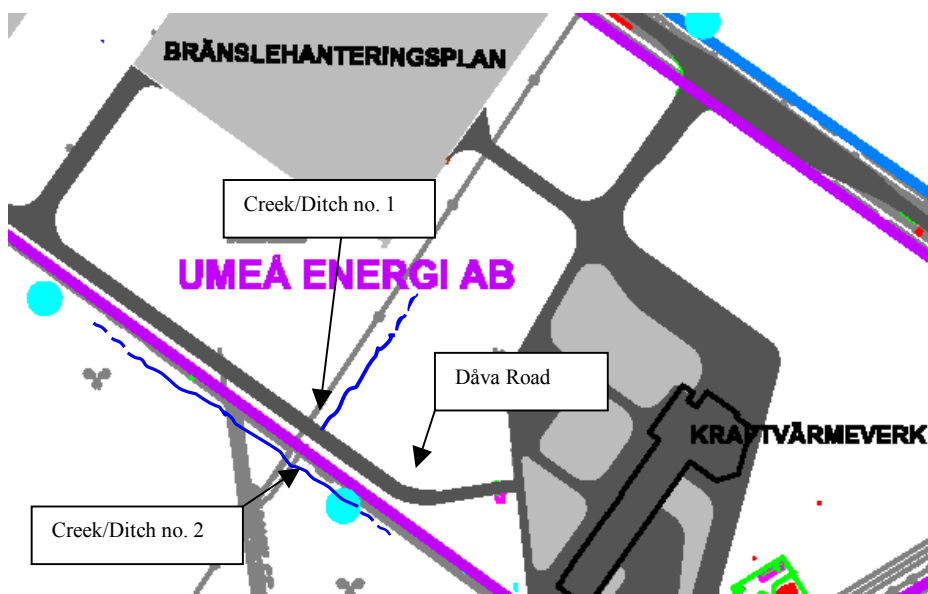


Diagram 7.11 a-c. Tidsberoende förändring av halter i grundvattenprover.

7.4 Dikesvatten

7.4.1 Provtagning

I anslutning till provvägen finns två diken, ett korsande / kulverterat dike i nordost-sydväst gående riktning (Dike nr 1), och ett parallellt med vägen längs sydvästra sida (Dike nr 2), se figur 7.12. Provtagning av dikesvatten utfördes den 29 oktober 2003 i de båda dikerna. Dike nr 1 provtogs i nivå med provvägsträcka 4 och Dike nr 2 provtogs nordost om kuvert, vilket motsvara uppströms i förhållande till provvägen. Vattentillgången vid provtagningstillfället var dock begränsad i Dike nr 2.



Figur 7.12. De två vattenförande diken i anslutning till provvägen.

7.4.2 Analyserat organiskt innehåll

Som nämnts i avsnitt 6.2 och 6.3 detekterades fenoler/kresoler samt klorfenoler i lakvattnen från testvägen. Dessa föreningar låg under detektionsgräns då askan tidigare analyserades. I avsikt att undersöka om dessa skulle kunna härledas till dikesvatten som hypotetiskt förts in i vägen/lysometern vid något tillfälle togs dikesvattenprov vid ett tillfälle (oktober 2003).

Prov taget i slutet av oktober 2003 i Dike 1 och Dike 2 analyserades med avseende på

- enskilda fenoler och kresoler
- n7-n26 alkansyror
- klorfenoler

Resultaten redovisas i tabell 7.3. Av resultaten framgår att inga klorfenoler förelåg över detektionsgräns. Analyserade klorfenoler i lakvattnen från väglysometern (avsnitt 6.2) har därmed inte kunnat knytas till inträngning av dikesvatten in i vägkroppen. Av analyserade fenoler/kresoler förelåg endast fenol. Samma sak här, detekterade fenoler/kresoler i lakvattnen synes mindre sannolikt ha kommit från inträngning av dikesvatten. Alifatis-

ka fettsyror förekommer signifikant i diket. Dessa kan ha sitt ursprung naturligt (finns förutom i naturen också bla i livsmedel).

Tabell 7.3. Resultat av riktad analys av innehåll i ytvatten från Dike1 och Dike 2.

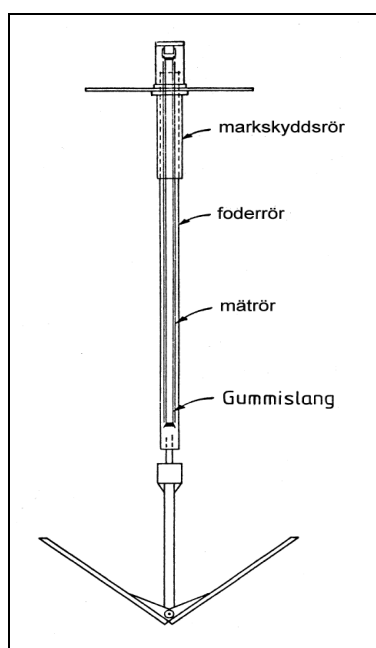
	Dike1	Dike2		Dike1	Dike2		Dike1	Dike2
Halt	µg/l	µg/l	Halt			Halt	µg/l	µg/l
2-monoklorfenol	<0,10	<0,10	fenol	0,22	<0,10	n-C10 alkansyra	1,2	0,62
3-monoklorfenol	<0,10	<0,10	2,3-dimetylphenol	<0,20	<0,20	n-C11 alkansyra	<0,1	<0,1
4-monoklorfenol	<0,10	<0,10	2,4-dimetylphenol	<0,10	<0,10	n-C12 alkansyra	2,9	1,7
2,5-/3,5-diklorfenol	<0,10	<0,10	2,5-dimetylphenol	<0,10	<0,10	n-C13 alkansyra	0,52	0,38
2,6-diklorfenol	<0,10	<0,10	2,6-dimetylphenol	<0,10	<0,10	n-C14 alkansyra	12	9,7
2,4-diklorfenol	<0,10	<0,10	3,5-dimetylphenol	<0,10	<0,10	n-C15 alkansyra	6,8	5,8
2,3-diklorfenol	<0,10	<0,10	2,3,5-trimetylphenol	<0,10	<0,10	n-C16 alkansyra	54	35
3,4-diklorfenol	<0,10	<0,10	2,4,6-trimetylphenol	<0,10	<0,10	n-C17 alkansyra	1,8	1,5
2,4,6-triklorfenol	<0,10	<0,10	2-etylphenol	<0,10	<0,10	n-C18 alkansyra	27	14
2,3,5-triklorfenol	<0,10	<0,10	4-etylphenol	<0,10	<0,10	n-C19 alkansyra	0,25	0,21
2,4,5-triklorfenol	<0,10	<0,10	2-isopropylphenol	<0,10	<0,10	n-C20 alkansyra	1,1	0,68
2,3,6-triklorfenol	<0,10	<0,10	2-n-propylphenol	<0,10	<0,10	n-C21 alkansyra	0,12	<0,1
3,4,5-triklorfenol	<0,10	<0,10	3-t-butylphenol	<0,10	<0,10	n-C22 alkansyra	0,86	0,63
2,3,4-triklorfenol	<0,10	<0,10	3-etylphenol	<0,10	<0,10	n-C23 alkansyra	0,24	0,19
2,3,5,6-tetraklorfenol	<0,10	<0,10	S:a fenoler	0,22		n-C24 alkansyra	1,7	1,4
2,3,4,6-tetraklorfenol	<0,10	<0,10	o-kresol	<0,10	<0,10	n-C25 alkansyra	0,39	0,33
2,3,4,5-tetraklorfenol	<0,10	<0,10	m-kresol	<0,10	<0,10	n-C26 alkansyra	1,4	1,1
pentaklorfenol	<0,10	<0,10	p-kresol	<0,10	<0,10	n-C7 alkansyra	<0,1	<0,1
S:a klorfenoler	<0,9	<0,9	S:a kresoler			n-C8 alkansyra	0,66	0,57
						n-C9 alkansyra	<0,1	<0,1
						S:a alkansyror	113	74

8 TJÄLDJUP

8.1 Mätutrustning

Ett av skälen till anläggandet av provvägen i Dåva var att bottenaska från avfallsförbränning kan antas ha värmeisolerande egenskaper. Detta har visats dels genom laboratoriebestämning av värmekonduktiviteten hos bottenaska från Göteborg (Vägverket, 2001), dels genom tjäldjupsmätning i en försöksväg med aska i Linköping (Arm, 2000). I Linköping reducerades tjäldjupet med upp till 50 cm i provsträckan med aska jämfört med referenssträckan med naturgrus (Arm, 2000).

För att kunna studera eventuell inverkan av tjäldjupet i Dåvavägen installerades två stycken tjälgränsmätare av typen "Gandahl-mätare" (Figur 9.1).

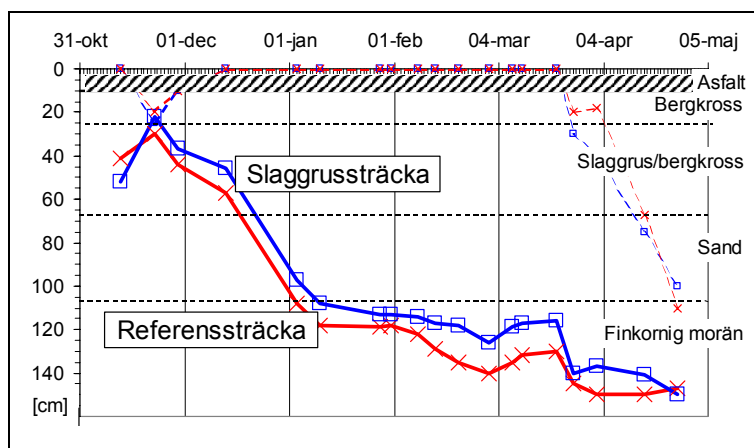


Figur 8.1 Tjälgränsmätare
(efter Gandahl, 1987)

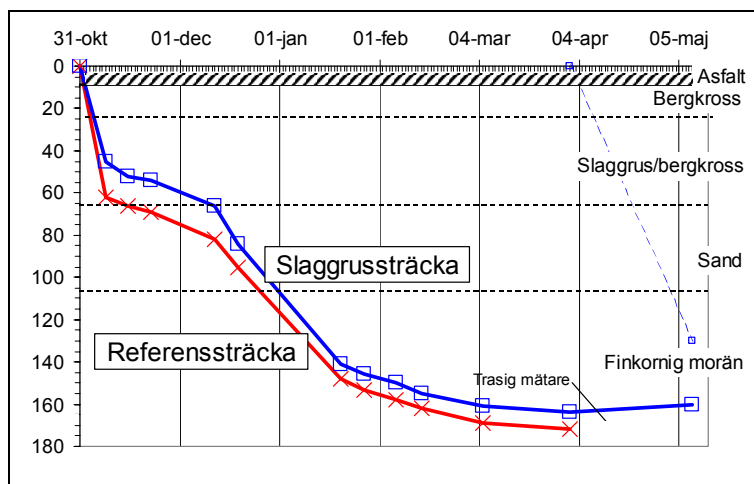
Själva mätroret är ett genomskinligt plaströr, i vilket en gummislang är inspänd. Gummislangen har en yttre diameter som något understiger den inre diametern av mätroret. Mellanrummet mellan plaströret och gummislangen är fyllt med en indikatorvätska av destillerat vatten som färgats med metylenblått. Till tjälgränsmätaren hör ett yttre foderrör, som också kan vara av plast, och som är förankrat i nederänden, samt ett markskyddsrör i vilket mätroret skruvas fast. Markskyddsröret är en teleskopisk anordning som medger att mätroret kan följa väg- eller markytans rörelser vid tjällyftning. Då tjälLEN tränger ned i vägen eller marken, fryser samtidigt vattnet i mätaren och den mörkblå indikatorvätskan skiftar till vitt eller färglöst (i praktiken ljusblått) varvid tjälgränsen tydligt framträder. Vid upptining skiftar färgen åter till mörkblått. Mätaren avläses manuellt genom att mätroret tas upp ur foderröret. Mätroret är graderat i fem cm intervall för att underlätta avläsningen.

8.2 Mätresultat

Tjälgränsmätare installerades i Dåvavägens två belagda provsträckor, sträcka 2 och 3, i november 2001. Sträcka 3 är en provsträcka med cirka 43 cm förstärkningslager av aska, medan sträcka 2 utgör referenssträcka med krossat berg i stället för aska, men för övrigt likadan utformning. De två tjälgränsmätarna avlästes ett 20-tal gånger under vinternarna 2001/2002 och 2002/2003 (figur 8.2 och figur 8.3). Avläsningsvärdena avser avståndet från beläggningens överyta ner till tjälgränsen.



Figur 8.2 Uppmätt tjäldjup i Dåva vintern 2001/2002, sträcka 2 och 3.



Figur 8.3. Uppmätt tjäldjup i Dåva vintern 2002/2003, sträcka 2 och 3.

Det uppmätta tjäldjupet varierade mellan 0 och 150 cm under den första vintern och mellan 0 och 170 cm under den andra vintern. Slaggrussträckan hade något mindre tjäldjup än sträckan med bergkross. Skillnaden var som mest cirka 17 cm. I Dåva kunde alltså inte alls samma drastiska tjäldjupsreduktion noteras som i den tidigare nämnda försöksvägen i Linköping.

9 MODELLERING AV UTLÄCKAGET FRÅN PROVVÄGEN

9.1 Koppling av en kemisk jämviktsmodell (VMINTEQ) med en hydrologisk modell (CoupModel) - en reaktiv transportmodell

Transport av lösta ämnen från kraftigt förorenade material, som t ex bottenaska, styrs både av geokemiska processer och fysikaliska transportprocesser. Kopplad geokemisk och hydrologisk modellering som hanterar de komplexa reaktioner som styr utlakningen av föroreningar kallas allmänt för *reaktiv transportmodellering*. I följande kapitel beskrivs hur en modell för kemisk jämvikt (Visual MINTEQ; Gustafsson, 2004) kopplats ihop med en endimensionell modell för vatten- och värmeflöden i mark (CoupModel; Jansson & Karlberg, 2001) för detta ändamål. Den kemiska modellen beräknar lösta koncentrationer av ämnen i en skiktad markprofil, som en funktion av vattenhalter och totalmängd ämnen i respektive skikt. Vattenflöden och den därav uppkomna transporten av lösta ämnena mellan de olika skikten, samt massbalansen för de kemiska ämnena beräknas av den hydrologiska modellen.

9.1.1 Kemisk jämviktsmodell - Visual MINTEQ

Visual MINTEQ (Gustafsson, 2004), hädanefter förkortat VMINTEQ, är en numerisk modell för att beräkna koncentrationer av olika kemiska element i löst och i fast fas under antagande om kemisk jämvikt. Input till modellen utgörs av totalkoncentrationer av de element som skall beaktas, samt olika villkor för till exempel gasjämvikt gentemot atmosfär samt vilka fällningar och komplex som antas kunna bildas.

Förenklat kan sägas att VMINTEQ fördelar en given *total koncentration* (per liter vatten) $C_{i,total}$ (mol l⁻¹) av n element j på en löst fraktion $C_{j,diss}$ (mol l⁻¹) och en fast fraktion $C_{j,solid}$ (mol l⁻¹):

$$C_{j,total} = C_{j,solid} + C_{j,diss} \quad (i = 1, \dots, n) \quad (1)$$

Ekvation (1) är ett så kallat massbalansvillkor. Om pH ej är känt, och alla viktiga ämnen finns med bland indata, kan även laddningsvillkoret utnyttjas:

$$\sum (z_i C_i^{z+}) = \sum (z_i C_i^{z-}) \quad (2)$$

där C_i^{z+} anger den molära koncentrationen av katjon i , A_i^{z-} är den molära koncentrationen av anjon i och z_i är jonens laddning. Summeringen går över samtliga joner i lösningen. Ekvationsystemen (1)-(2) löses med en iterativ numerisk metod som involverar Newton-Raphson för jämviktsberäkningar och massbalans, samt sekantmetoden för laddningsbalans. Programmet konvergerar olika snabbt beroende på hur bra gissningen av de ingående ämnenas aktivitet är, och förstås beroende på komplexiteten på problemet.

Ekvationsystemen (1)-(2), definierar ett så kallat *problem* enligt VMINTEQ:s terminologi och kallas därför hädanefter för ett *VMINTEQ-problem*. Lösningen av ett VMINTEQ-problem förutsätter total omblandning i systemet, och kan därmed inte direkt användas för att beskriva rumsliga fördelningar av ämnen. Modellen säger heller ingenting om hastigheten för de reaktioner som bidrar till att uppnå den kemiska jämvikten. För tillämpningen i transportmodellering måste därför systemet vi vill beskriva

kunna delas upp i mindre delproblem där total omblandning och momentan kemisk jämvikt kan antas.

Några av de viktigare kemiska processer som VMINTEQ beaktar är:

- *jämvikt med atmosfärisk CO_2* . I ytliga skikt kan koncentrationer av karbonatformer styras av utbyte med CO_2 . Det är en viktig process som styr bl.a. pH-värde och upplösning av Ca.
- *utfällning och upplösning av olika fasta faser*. Förutsatt att jämvikt råder, kan den vattenkemiska effekten av en upplösande utfällning simuleras. Exempel på utfällningar i askmaterial är kalcit, gips, aluminiumhydroxid, tenorit (för Cu) och cerrusit (för Pb).
- *komplexbildning med lösta ämnen*. Av speciellt intresse för askmaterial är komplexbildningen av Cu med löst organiskt material, eftersom utläckaget av Cu domineras av Cu-organiska komplex (se vidare kap 9.2.1)

9.1.2 Hydrologisk modell - CoupModel

CoupModel beskriver kopplade vatten- och värmeflöden i en endimensionell vertikalt skiktad markprofil, vars övre rand kan anpassas för att representera olika växtsystem. Hydrauliska och termiska markegenskaper, samt randvillkor för infiltration, avdunstning och dränering är de viktigaste inputvariablerna till modellen. Simuleringar drivs vanligen med tidserier av klimatvariabler så som lufttemperatur, luftfuktighet, vindhastighet, solinstrålning, och nederbörd.

9.1.2.1 Vatten- och värmeflöden i marken

Markprofilen är uppdelad i ett antal vertikala skikt med varierande tjocklek $\Delta z(z)$ (m), här skrivet som en vektor med djupet under markytan z (m) som index. Vattenförråd (i enheten mm eller liter m^{-2}) och värmeförråd (i enheten $J\ m^{-2}$ med ofruset vatten vid $0^\circ C$ som nollpunkt) i respektive skikt är de viktigaste tillståndsvariablerna i modellen. Vattenhalt $\theta(z)$ (vol%) och temperatur $T(z)$ ($^\circ C$) är två vanliga realisationer av dessa tillståndsvariabler.

Vattenflöden beräknas enligt Richard's ekvation som resultat av vattenpotentialgradienter. Värmeflödet i sin tur, beräknas som summan av konduktiva (Fourier's lag) och konvektiva värmeflöden, de senare som ett resultat av vattenflöden. Vatten- och värmeflödena är på så sätt beroende av varandra.

Vattenångflöde i marken kan även tas med i beräkningen av både vatten- och värmeflödet, men denna option har inte använts i denna studie.

9.1.2.2 Avdunstning

Avdunstning av vatten från markytan eller ett vegetationskikt är en viktig del i markens vattenbalans. Det utgör också en viktig komponent i energibalansen, eftersom en stor

del av nettostrålningen som absorberas av ytan åtgår för avdunstning. Marktemperaturerna bestäms därför till stor del av hur mycket vatten det finns för avdunstning.

För den kopplade kemiska-hydrologiska modellen är avdunstningen också betydelsefull, eftersom den dels driver en eventuell upptransport av vatten i markprofilen, och dels skapar väldigt höga koncentrationer i det översta markskiktet.

I CoupModel kan avdunstning uppskattas på flera olika sätt. I detta arbete användes en så kallad energibalansansats, där nettostrålning på markytan balanseras mot det latent värmeflödet till följd av avdunstning, sensibelt värmeflöde från markytan till atmosfären, samt värmelagring i marken (Alvenäs och Jansson, 1997). Avdunstningen beräknas då som en funktion av skillnaden mellan ångtrycket i atmosfären och på markytan samt effektiviteten i det turbulenta utbytet beroende på vindhastighet och ytans skrovlighet. Ångtrycket på markytan skattas som en funktion av ytans temperatur och fuktigheten i det översta markskiktet.

Avdunstningen innebär som redan nämnts en koncentration av lösta ämnen i det översta markskiktet. Detta kan få till följd att den kemiska jämviktsmodellen får problem att konvergera, om inte fällning av kritiska ämnen beaktas på rätt sätt.

För avdunstning från beväxta ytor beskrivs förutom avdunstning från markytan även transpiration och interceptionsavdunstning från bladverket. Dessa flöden beräknas i CoupModel enligt Penman-Monteith ekvation för potentiell avdunstning från vegetationsytor (Monteith, 1981). Transpirationen regleras där av en bladteresistans som beskrivs som en funktion av solinstrålning, och luftfuktighet (Lindroth, 1985), och begränsas även av tillgången på vatten i rotzonen (se t ex Jansson et al, 1999).

9.1.2.3 Dränering

För dränering av markprofilen valdes Hooghoudts fysikaliska modell (Hooghoudt, 1940), som antar horisontella flöden till ett dräneringsrör så länge den simulerade grundvattenytan är högre än rörets lägsta punkt. Dränering kan ske från alla markskikt under grundvattenytan, d v s både över och under dräneringsröret. Det horisontella flödet från respektive skikt beror på höjden över dräneringsnivån och den mättade hydrauliska konduktiviteten i skiktet, samt antagande om hur stort djup under dräneringsrören som bidrar till dräneringsflödet.

9.1.2.4 Tjäle och snö

De övre randvillkoren för vatten- och värmeflöden i marken ändras drastiskt under vinterhalvåret. Snön agerar dels som ett vattenförråd som fördröjer nederbörden, dels som ett isolerande skikt till följd av dess låga värmeledningsförmåga. Däremot har snön en mycket högre reflektion av solinstrålning (albedo) än bar mark eller vegetationsytor, vilket gör att den tillgängliga energin i form av nettostrålning blir betydligt lägre med snö på marken.

Snötäcket simuleras som ett enda homogent lager, som har en total massa, en höjd och en densitet. Snötäcket kompakteras med tiden på grund av sin egen tyngd och på grund av smältning. Snösmältning kan beräknas antingen med en graddagsmetod eller en energibalansansats (Gustafsson et al, 2004). Den senare har använts i denna studie.

Snötäckets ackumulation simuleras normalt som en funktion av lufttemperatur och nederbörd. Det är också möjligt anpassa det simulerade snötäcket till förutbestämda värden (t ex mätningar) genom att lägga till eller ta bort snö under simuleringens gång. Detta kan vara en bra metod om nederbördsmätningen är otillförlitlig, eller för att representera inverkan av snöröjning eller vinddrift.

Tjälning av marken behandlas också i CoupModel. När vattnet fryser frigörs stora mängder energi i form av latent smältvärme vilket är viktigt för att simulera marktemperaturerna korrekt. Samma mängd måste sedan tillföras för att tjälen skall tina upp. Detta tas också hänsyn till fryspunktsnedsättning på grund av markens vattenhållande egenskaper, och tjälningens inverkan på den hydrauliska konduktiviteten.

9.1.2.5 Transport av lösta ämnen

CoupModel är inte primärt utvecklad för att studera transport av lösta ämnen, varför den inte innehåller den traditionella advektions-dispersioneckvationen. Flödet av lösta ämnen beräknas än så länge bara som ren advektion (eller konvektion som det vanligtvis kallas för vertikalt flöde).

9.1.3 Kopplad reaktiv transportmodell - CoupModel/VMINTEQ

Grundidén för den kopplade modellen är att den hydrologiska modellen (CoupModel) håller ordning på massbalansen för de ingående elementen i respektive markskikt, och beräknar transport däremellan som funktion av vattenflöden och lösta koncentrationer. Den kemiska jämviktsmodellen (VMINTEQ) anropas med jämna mellanrum enbart för att uppdatera fördelningen mellan löst och fast fas.

9.1.3.1 Modellbeskrivning

Totalkoncentrationen för ett element $C_j(z)$ (mol l^{-1}) fås genom att dividera totala mängden $S_j(z)$ (mol) med vattenmängden i detta skikt:

$$C_{j,total}(z) = \frac{S_j(z)}{\theta(z)\Delta z(z)} \quad (3)$$

där $\theta(z)$ är vattenhalten (vol%) och $\Delta z(z)$ (m) är tjockleken på markskiktet.

Totalkoncentrationen fördelas på löst och fast fas i varje skikt enligt resultaten från VMINTEQ:

$$C_{j,total}(z) = C_{j,solid}(z) + C_{j,diss}(z) \quad (j = 1, \dots, n) \quad (4)$$

Flödet av lösta ämnen mellan markskikten sker som en funktion av de uppskattade vattenflödena $q_{water}(z)$ (mm day^{-1}) och koncentrationen löst ämne. Vattenflödet är definierat som flödet mellan skiktet på djup z och skiktet närmast under, det vill säga strikt borde det egentligen uttryckas som $q_{water}(z+0.5\Delta z)$. Om flödet mellan två skikt är negativt sker flödet per definition uppåt i markprofilen, och om flödet är positivt sker det nedåt. Detta innebär att den lösta koncentrationen måste hämtas från det ena eller det andra skiktet beroende på flödesriktningen:

$$q_{j,diss}(z) = q_{water}(z) \begin{cases} C_{j,diss}(z) & q_{water}(z) > 0 \\ C_{j,diss}(z + \Delta z) & q_{water}(z) < 0 \end{cases} \quad (5)$$

Ämnen tillåts med andra ord flöda både uppåt och nedåt i markprofilen. Det största flödena är förstås nedåt - infiltration av nederbörd - men små uppåtriktade flöden kan också uppkomma till följd av kapillär stigning.

Dränering av vatten från markprofilen kan ske från alla skikt beroende på vilken metod som används för grundvattenflöde. Utflöde av lösta ämnen från markprofilen till följd av dränering blir därmed:

$$q_{diss,j,drain} = q_{drain}(z) C_{diss,j}(z) \quad (6)$$

Det enda inflöde av kemiska ämnen som hanteras av modellen sker genom nederbörden (depositionen):

$$q_{diss,j,dep}(z) = \begin{cases} q_{in} C_{diss,j,dep} & z = 0 \\ q_{bypass}(z) C_{diss,j,dep} & z > 0 \end{cases} \quad (7)$$

där nederbörden antas ha en viss (löst) koncentration av ämnen $C_{diss,j,dep}$. Infiltration q_{in} (mm dag⁻¹) av nederbörd sker i regel bara i det översta markskiktet ($z=0$), men direkt inflöde av nederbördevatten $q_{bypass}(z)$ i djupare lager kan också beskrivas med modellen för att representera snabbare vattenflöden i stora sprickor.

Nettoförändringen per tidsenhet av ett ämne j i ett markskikt kan sammantaget skrivas som:

$$\frac{\Delta S_j(z)}{\Delta t} = q_{diss,j}(z - \Delta z) - q_{diss,j}(z + \Delta z) - q_{diss,j,drain}(z) + q_{diss,j,dep}(z). \quad (8)$$

vilket integreras över tidsteget Δt för att ge mängden av ämnen vid slutet av tidsteget:

$$S_j^t(z) = S_j^{t-1}(z) + \frac{\Delta S_j(z)}{\Delta t} \Delta t \quad (9)$$

9.1.3.2 Tidsupplösning

Ekvation (3), (5), (8) och (9) beräknas varje tidsteg av CoupModel, vilket vanligtvis körs med ett tidsteg på 5-15 minuter. Anropet till VMINTEQ (Ekv. (4)) görs med en oberoende tidsteg, i regel mycket längre (1-2 dagar) för att spara beräknings tid. Rimligheten i detta antagande måste förstås noggrant övervägas, eftersom det innebär att de lösta koncentrationen förutsätts vara konstant samtidigt som totalkoncentrationerna ändras. Ett viktigt undantag från denna regel görs när totalkoncentrationen av ett ämne i ett skikt närmar sig 0. Den lösta koncentrationen får då aldrig vara högre än totalkoncentrationen, för att undvika massbalansfel.

9.1.3.3 Implementering i CoupModel

En submodul som hanterar det som beskrivs ovan i 9.1.3.1-2 har implementerats i CoupModel. Kommunikationen mellan VMINTEQ och CoupModel sker genom

VMINTEQ's in- och outputfiler. En stor del av programkoden i CoupModel ägnas därför åt att läsa och skriva dessa textfiler, som har en klar men relativt komplex struktur. Aktiviteterna (koncentrationerna) av alla ämnen som finns i ett skikt ingår i ett *VMINTEQ-problem*, och skrivs in i en textfil enligt ett visst format för att förstås av VMINTEQ. VMINTEQ hanterar lyckligtvis inputfiler med multipla problem, vilket gör att de lösta koncentrationerna av ämnen i samtliga markskikt kan fås genom ett anrop till VMINTEQ.

Tillståndsvariabler i CoupModel är total massa av element j i respektive skikt i enheten mol. Upp till 100 ämnen kan hanteras samtidigt. Resultatvariabler är koncentrationer av löst och fast samt pH i samtliga markskikt.

Kvantitativa beräkningar på simuleringsresultaten är möjligt om vattenhalter och vattenflöden också sparas i output. Utflödet (dräneringen) av ämnen från markprofilen $q_{drain, total, j}$ (mol m⁻² dag⁻¹) kan då till exempel räknas ut i enligt formeln:

$$q_{drain, total, j} = \sum_{i=1}^n q_{drain}(i) C_{diss, j}(i) \quad (10)$$

där bidraget från alla N marklager summerats.

9.1.3.4 Initialvärden

Initialvärden för den kopplade modellen, det vill säga totalkoncentrationer av kemiska element, kan ges på tre sätt:

- som koncentration per liter vatten
- som koncentration per liter jord
- som koncentration per kg torr jord.

Fördelen med det första alternativet är, att det är samma enhet som används i modellen. Nackdelen är att den totala initiala massan kommer att bero på hur användaren väljer att ansätta initialvärden för vattenhalter. Detta undviks med de två andra alternativen, som dock förutsätter att man kan räkna om koncentrationerna till dessa enheter, och i det sista fallet känner jordens skrymdensitet.

I alla tre fallen skall initialvärden ges till CoupModel som en textfil på samma format som normalt läses av VMINTEQ med namnet *minin_input.vda*. Filen skall innehålla ett VMINTEQ-problem för varje typ av markskikt som man vill simulera, vilka skall vara ordnade uppifrån och ned. I en separat parameterlista anges vilka djup respektive inputproblem representerar. Innan simuleringen börjar skapas sedan en ny lista med VMINTEQ-problem, ett för varje hydrologiskt definierat skikt, baserat på denna djupinformation.

Det behöver alltså inte finnas ett initialt VMINTEQ-problem för varje markskikt som är definierat för den hydrologiska parameteriseringen. Det är snarare regel än undantag att den hydrologiska parameteriseringen har en högre rumslig upplösning än den initiala kemiska. Till exempel går det alltså (i princip) att starta simuleringen med en helt ren markprofil och studera spridningen av ämnen som tillförs via depositionen.

9.1.3.5 Depositionskemi

Det är viktigt att kunna anta en rimlig kemisk sammansättning i nederbörden, eftersom detta är det stora vatteninflödet i systemet. Det kemiska innehållet i nederbörden (och eventuell bevattning) definieras i en textfil med samma format som vanliga VMINTEQ-problem, som skall ha namnet *precipitation.vda*. Skillnaden mot *minin_input.vda* är att koncentrationerna i *precipitation.vda* alltid antas vara i enheten mol per liter vatten (mol l^{-1}). Filer för nederbörds kemi och initiala VMINTEQ-problem skapas lämpligen med VMINTEQ.

9.1.3.6 Felhantering

Ibland konvergerar inte jämviktslösningen i VMINTEQ. Den vanligaste orsaken är den numeriska metoden står och hoppar mellan två lösningar där ingen uppfyller det uppsatta konvergensvillkoret. Detta problem kan oftast lösas genom en liten ändring i den initiala gissningen av pH (H^+ aktiviteten). Problemet för den kopplade modellen är att förstå när och i vilket markskikt ett sådant problem har uppstått, och hur det skall hanteras. Ett preliminärt felhanteringssystem har därför byggts upp, som håller ordning på dels vilka initiala H^+ aktiviteter som senast använts för respektive skikt, och dels i vilket skikt felet uppstod. Det senare är möjligt eftersom VMINTEQ skriver ut resultaten fram till denna punkt. För att komma runt felet ändrar CoupModel gissningen av H^+ aktiviteten en pH-enhet för det skikt där felet uppstod och anropar sedan VMINTEQ igen. Denna strategi visade sig vara lyckad i Dåvaexemplet. För att undvika oändliga loopar avbryts dock hela simuleringen efter 10 misslyckade försök i rad.

9.1.3.7 Sätta upp en kopplad CoupModel/VMINTEQ simulering

För att göra en simulering med den kopplade CoupModel/VMINTEQ modellen krävs följande:

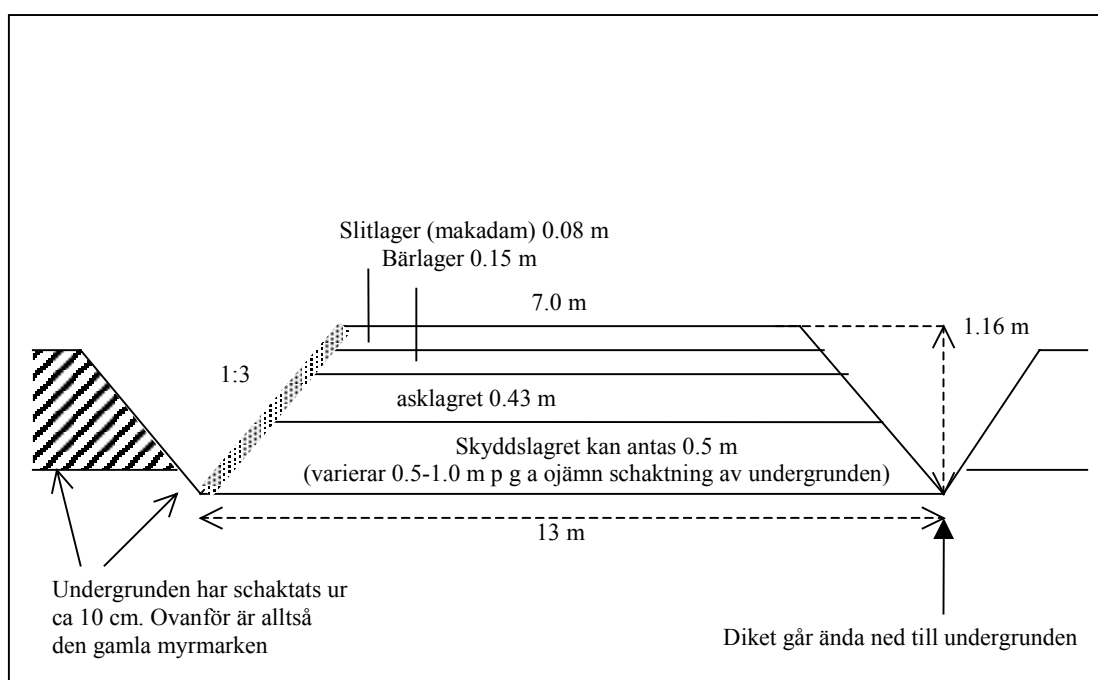
- Installation av CoupModel och VMINTEQ under Windows.
- Parameterisering av hydrologiska modellen
 - skapas med CoupModel och sparas som binärfil med ändelsen *.sim
- Parameterisering av kemiska modellen, inklusive initial totalkoncentration av kemiska element
 - skapas med VMINTEQ och sparas som ascii-fil med namnet *minin_input.vda*
- Nederbörds kemi
 - skapas med VMINTEQ och sparas som ascii-fil med namnet *precipitation.vda*
- Klimatdata för att driva simuleringen
 - tidserie med åtminstone lufttemperatur, vindhastighet, nederbörd, luftfuktighet, och gärna globalstrålning, vilket sparas i ett binärformat med programmet PGraph som följer med CoupModel.

CoupModel och VMINTEQ är fritt tillgängliga program från Institutionen för mark- och vattenteknik, KTH, Stockholm, och kan laddas ned från internet:
<http://www.lwr.kth.se>.

9.1.4 Data för modellering av Dåva försöksväg

9.1.4.1 Vägens uppbyggnad och omgivning

Denna studie avser den öppna delsträckan, sektion 4, av Dåva försöksväg. Vägens uppbyggnad och material framgår av figur 9.1 Dikesbotten ligger ca 1.16 m under vägytan, vilket är i nivå med botten av skyddslagret. Vägen vilar på en undergrund av siltig morän. Avståndet mellan respektive dikesbotten är 13 meter (3 meter innerslänkt på var sida om vägen).



Figur 9.1. Vägens uppbyggnad i slitlager (makadam), bärlager, aska, skyddslager (sand) och undergrund (siltig morän). Omgivande mark är en gammal skogsbeväxt myrmark.

9.1.4.2 Fysikaliska markegenskaper

Grundläggande markfysikaliska egenskaper för slitlager, bärlager, asklager, skyddslager samt undergrund redovisas i tabell 3.1. Baserat på dessa data ansattes en markprofil om 5 skikt av olika mäktighet enligt vägens dimensioner med hydrauliska egenskaper enligt tabell 9.1a-b. Porositet och vattenhalt vid fältkapacitet användes för att uppskatta retentionskurvor, och permeabilitetsvärden räknades om till mättad hydraulisk konduktivitet i enheten mm/dag. Permeabilitetsvärden för slitlagret antogs vara alltför höga för långsiktig modellering, eftersom detta kompakterades ganska omgående. Ett värde på 100 mm/dag antogs efter kalibrering av övriga delar av modellen (se kapitel 9.2.2).

Tabell 9.1a. Hydrauliska egenskaper för Dåva försöksväg.

Skikt	Måktighet	Undre djup	Porositet	Fältkapacitet	Permeabilitet	
					Analysvärden	Modellparametrar
Enhet	m	m	%	%	mm/dag	mm/dag
slitlager	0.08	0.08	47.3	17.4	18917	100*
bärlager	0.15	0.23	38.5	17.1	16675	16675
aska	0.43	0.66	61.6	33.8	52401	52401
skyddslager	0.5	1.16	37.4	28.3	550**	550**
undergrund	0.84	2	23	-	10	10

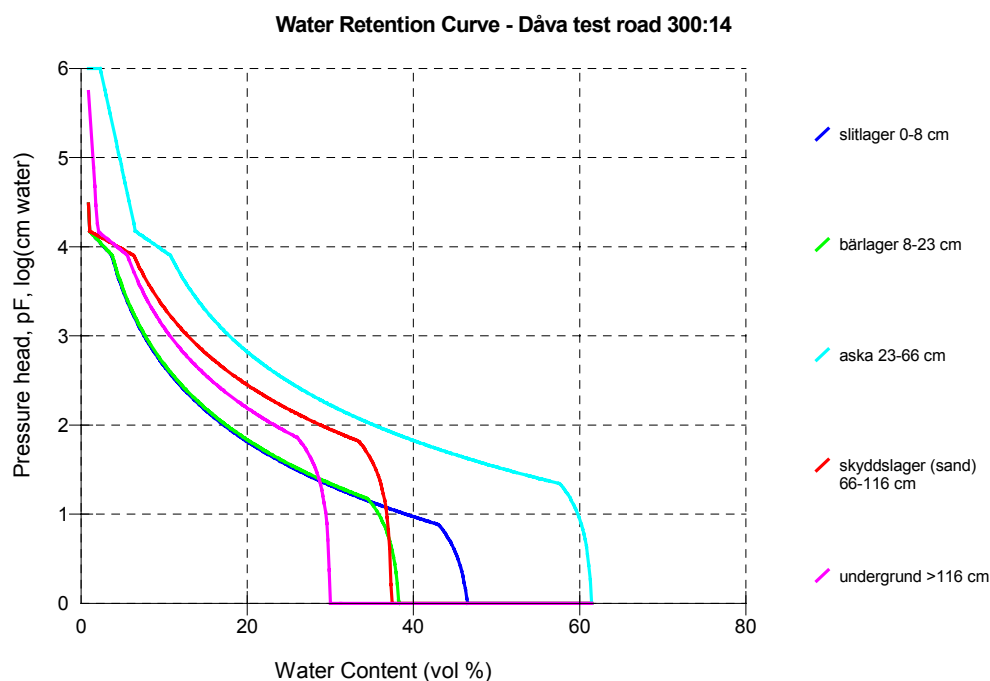
* kalibrering,

** medelvärde av 2 av 3 prov på skyddslagret (sand); 3:e provet ansågs vara ett orimligt värde.

Tabell 9.1b. Retentionskurva för profilen Dåva försöksväg.

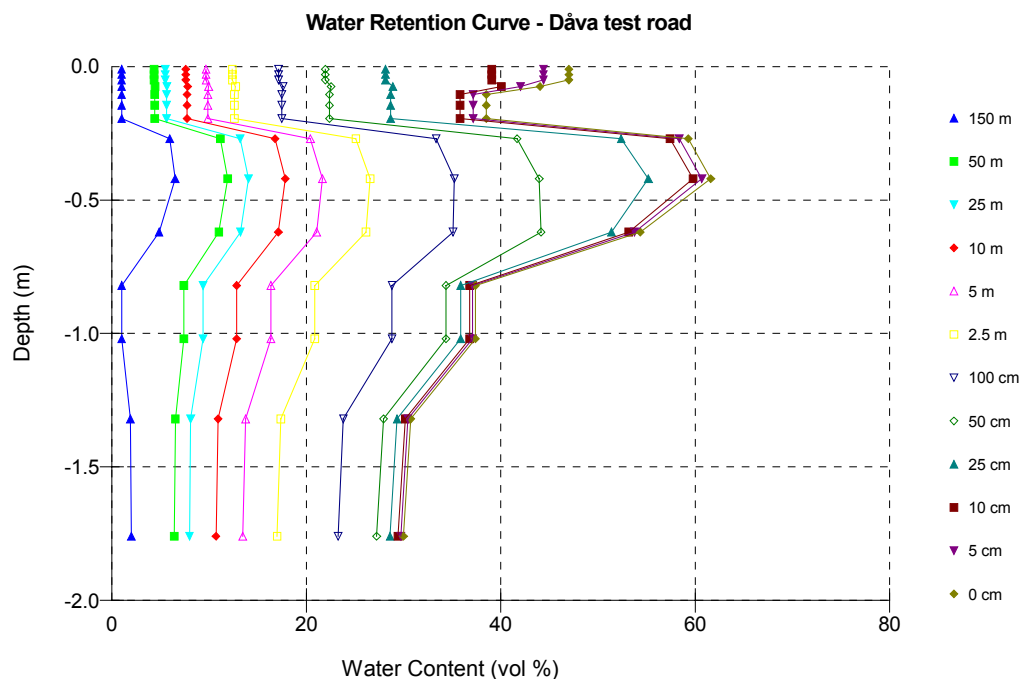
Skikt	Måktighet	Undre djup	Parametrar Brooks-Corey			
			α	h_a	w_p	α_r
slitlager	0.08	0.08	0.36	5.97	1	0.2
bärlager	0.15	0.23	0.36	10.97	1	0.2
aska	0.43	0.66	0.36	17.97	6.5	4.4
skyddslager	0.5	1.16	0.36	47.97	1	0.5
undergrund	0.84	2	0.36	5	2	1

Parametervärden för Brooks-Corey ekvationen (vilken beskriver sambandet mellan vattenhalt och vattenpotential) är manuellt satta, utgående från porositet och fältkapacitet, se figur 9.2 och 9.3.

Figur 9.2. Retentionskurva (pF) för de olika materialen i Dåva försöksväg.

9.1.4.3 Grundvattendjup

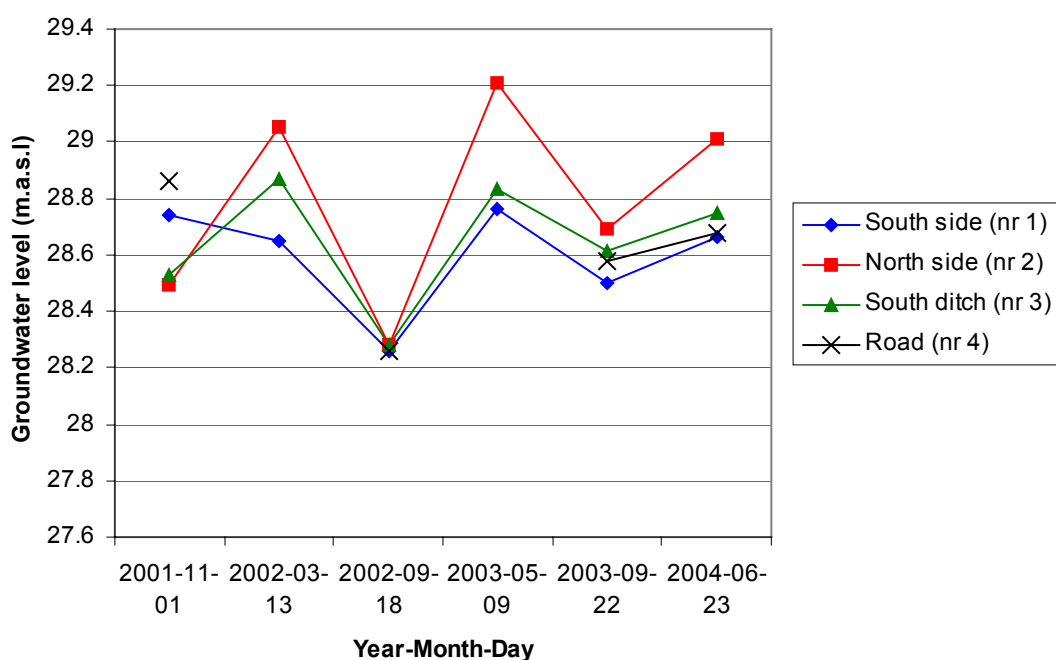
4 grundvattenrör finns i anslutning till den öppna delsträckan av vägen (se figur 7.3), varav ett i själva vägen (nr 4), ett i yttre kanten av diket (nr 3), och två någon meter från vägen på var sida (nr 1 och 2). Grundvattendjupet varierar mellan 0.7 och 1.9 meter under vägytan, motsvarande 28-29 meter över havsytan, med en maximal variation på ca 90 cm mellan rören (se figur 9.4). En klar nord-sydlig gradient i grundvattendjupen kan noteras, vilket indikerar den huvudsaklige grundvattenströmningen i området.



Figur 9.3. Retentionskapacitet i Dåva försöksväg plottat som djupprofil så som de är representerade i parameteriseringen av CoupModellen.

9.1.4.4 Tjåldjup

Tjåldjupsmätningar har utförts med så kallade tjåldjupsrör, både i de asfaltbelagda och öppna delsträckorna, samt i delsträckor med och utan bottenaska. Tjåldjupet var ca 1,6 meter både 2001/02 och 2002/03. De simulerade och uppmätta tjåldjupen jämfördes (se kapitel 9.2.2.4).



Figur 9.4. Mätningar av grundvatten djup i och bredvid Dåva försöksväg, sektion 4.

9.1.4.5 Klimatdata

Kontinuerliga mätningar av lufttemperatur, luftfuktighet, nederbörd, vindhastighet och solinstrålning var tillgängliga från en väderstation på Umeå Universitet, placerad på taket av Tekniska Högskolan (TFE:s väderstation, 2004). Data från 2001-07-01 till och med 2004-02-25 laddades ned via Internet. Nederbörd från SMHI station i Röbbäcksdalen visade ingen större avvikelse jämfört med data från Umeå Universitet (se tabell 9.2).

Tabell 9.2. Ackumulerad nederbörd för tre perioder om ca 20 dagar, uppmätt vid Umeå Universitet och SMHI station Röbbäcksdalen.

Period	Ackumulerad nederbörd (mm)	
	Umeå Universitet	Röbbäcksdalen
23 feb-15 mar, 2002	29	32
30 aug-19 sep, 2002	14	12
21 apr-12 maj, 2003	9	8

9.1.4.6 Bevattning

Bevattningsförsök genomfördes på den sektion 4, 22-23 september 2003. Under sommaren 2003 upptäcktes att vägytan var i stort sett ogenomsläpplig. Slitlagret hade blivit hoppressat med underliggande material och bildat nästan som en cementyta. Detta luckrades upp maskinellt för att skapa en viss infiltration. Därefter genomfördes bevattning för att öka genomströmningen till lysimetrarna. Den 22 september bevattnades vägytan med 26 mm mellan klockan 15 och 20. Dagen efter ökades bevattningen till 121 mm mellan klockan 8 och 12.

9.1.4.7 Avrinning från lysimetrar

Flödesmätarna var av typen Vippmätare som består av ett räkneverk som registrerar antalet tömningar $n_{0.3}$ av ett 0.3 liters uppsamlingskärl i provtagningsbrunnen. Mätarna har lästs av och nollställts vid varje provtagningsstillfälle. Det uppstod emellertid relativt snabbt problem med mätarna både vad gäller slangar och kopplingar och de elektriska räkneverken. Ibland registrerades inga eller väldigt få tömningar men ändå fanns rikligt med vatten i provtagningsflaskorna. Ibland registrerades tömningar trots att det inte fanns vatten i provtagningsflaskorna. Modelleringen och samtliga beräkningar baseras därför på nederbördsdata.

9.2 Modellering av Dåva försöksväg

9.2.1 Kemi

Arbetet med att beskriva kemin i de olika skikten koncentrerades i första hand till askan, eftersom denna förmodades vara viktigast för att styra kemin i utströmmande vatten från materialet. Detta gjordes i tre steg:

1. **Utvärdering av processer som styr utlakning av olika ämnen från askan.** Detta gjordes dels (i) genom utvärdering av lakteter genomförda vid SGI på uppdrag åt Umeå Energi, och (ii) genom egna laborativa försök med karbonatiserad aska från provvägen.
2. **Kalibrering av VMINTEQ för att beskriva utlakning som en funktion av pH.** Detta gjordes på basis av litteraturgenomgång och genom att jämföra med de laborativa försöken i 1).
3. **Extrapolation av modellen från labskala till fält.**

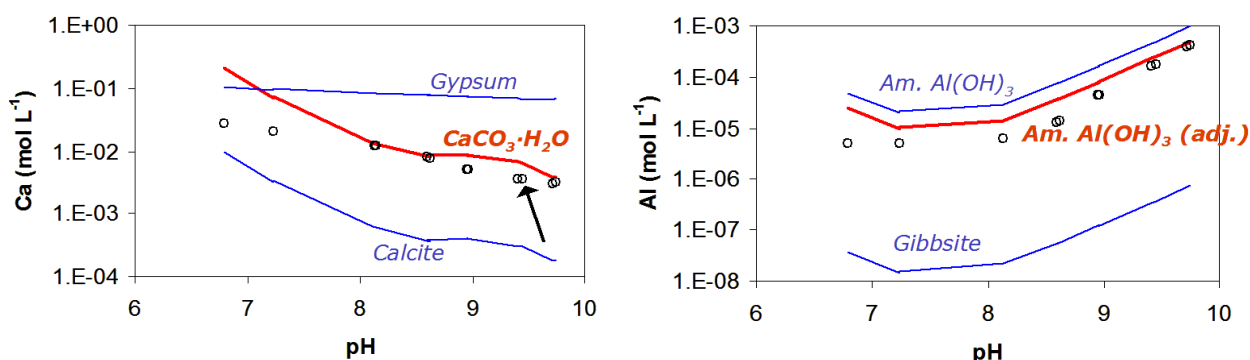
9.2.1.1 Egna skakförsök

Skakförsök med lagrad bottenaska gjordes med hjälp av en metod som vi tidigare använt för beskriva adsorptionsegenskaper för jordprover (Gustafsson m.fl., 2003). Metoden är i princip lik laktetet prEN 14429 för karakterisering av avfall, men skiljer sig åt på flera punkter.

1 g aska skakades med 30 ml vätska i centrifugrör. Vätskan innehöll 0.05 M NaNO_3 som bakgrundselektrolyt, samt olika tillsatser syra (HNO_3) och bas (NaOH) för att få en pH-gradient mellan ca pH 6.5 och pH 10. Efter jämviktning under 7 d vid 8°C och efterföljande centrifugering, mättes pH och alkalinitet på det ofiltrerade centrifugatet (också vid 8°C). Viktigare lösta ämnen analyserades sedan på det filtrerade provet, med hjälp av plasmaemissionsspektroskopi (Jobin-Yvon JY24 ICP) samt jonkromatografi (Dionex DX-120). För några prover mättes dessutom TOC (totalhalt organiskt kol) med hjälp av Shimadzu TOC-5000 Analyzer, efter förurning av provet till pH 2 och luftning direkt innan analys, för att undvika påverkan av karbonat i bestämningen.

9.2.1.2 Resultat och kalibrering av VMINTEQ för asklagret

De egna försöken låg till grund för valet av kemiska processbeskrivningar i VMINTEQ. Först gällde det att identifiera de viktigaste buffrande mekanismerna; det visade sig vara upplösning av kalciumkarbonat och aluminiumhydroxid. I figur 9.5 visas resultat för uppmätt jämviktskoncentration Ca och Al. Lösbarhetslinjerna för de olika utfällningarna i figuren gäller för de standardvärden för lösbarhetskonstanter som finns inlagda i VMINTEQ:s databas. Som figuren visar tycktes upplösningen av Ca styras av amorf $\text{CaCO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$, medan skakförsöklösningarna är kraftigt övermättade gentemot kalcit. Detta var överraskande för oss, men stämmer med tidigare observationer av Meima et al (1999) och Fällman m.fl. (1999). Vad gäller Al, tycks upplösningen styras av en amorf Al-hydroxid, vars jämviktskonstant ligger rätt så nära litteraturvärdet (se figur 9.5).



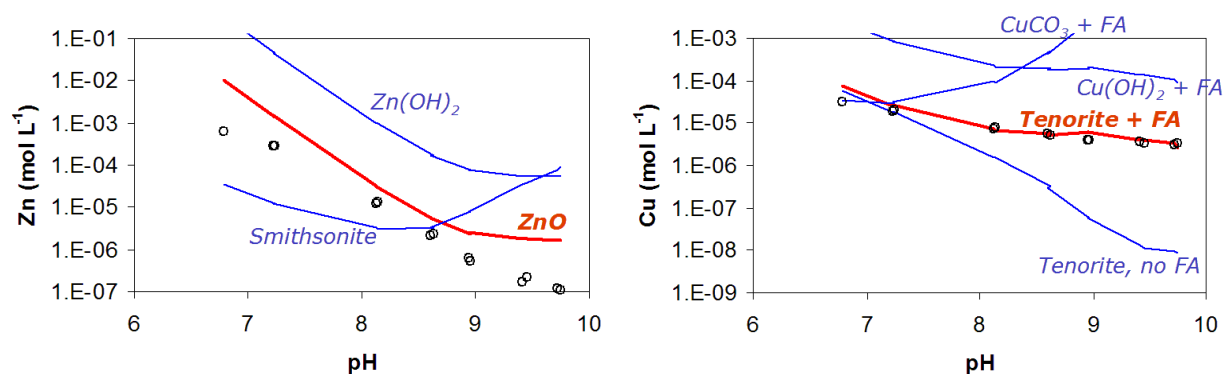
Figur 9.5. Uppmätta koncentrationer Ca och Al (som punkter) som funktion av pH i skakförsöket med lagrad bottenaska. Linjerna visar lösbarheten för olika fasta faser, enligt VMINTEQ. Pilen i vänster figur visar värdena då ingen tillsats av syra eller bas användes.

Lösningarna var undermättade med avseende på gips, vilket troligen beror på den höga L/S-kvoten i försöken (30) vilket torde löst upp hela gipsförrådet. Lakttesterna däremot indikerade närvaro av gips vid lägre L/S-kvoter.

Av tungmetallerna koncentrerade vi oss på Pb, Cd, Cu och Zn. I enlighet med resultaten från lakttesterna visade sig Cd-koncentrationerna vara mycket låga, medan Pb var högt endast vid orealistiskt låga pH-värden. Figur 9.6 visar att upplösningen av Zn kunde beskrivas någorlunda väl med VMINTEQ endast då pH understeg 8.5 (som ZnO), medan vid högre pH är uppmätta Zn-koncentrationer betydligt lägre än någon fast fas. Möjligen kan det bero på lösbarhetskontroll av en dubbellagrad Zn/Al-hydroxid, som ej finns i databasen.

För koppar är det mycket tydligt att en korrekt beskrivning av utlakningen endast är möjlig då hänsyn tas till organiska komplex. För att beskriva Cu-komplexbildningen till organiska komplex användes Stockholm Humic Model (Gustafsson, 2001) under antagandet att 33 % av uppmätt TOC i skakförsöket (dvs 7 av 21 mg/L vid pH 9) kunde betraktas som fulvosyra, medan resten av TOC inte bidrog till komplexbildning. Som figur 9.6 visar kan VMINTEQ beskriva utlakningen då upplösningen av Cu beskrivs av en kombination av upplösning av tenorit (dvs CuO) och komplexbildning till fulvosyra.

Resultaten stämmer bra överens med de som erhållits av Meima m.fl. (1999) för bottenaskor.



Figur 9.6. Uppmätta koncentrationer Zn och Cu (som punkter) som funktion av pH i skakförsöket med lagrad bottenaska. Linjerna visar lösligheten för olika fasta faser, enligt VMINTEQ; FA = fulvosyra, se text för antaganden.

För att kunna beskriva pH-buffringen av askan med hjälp av VMINTEQ krävdes två saker:

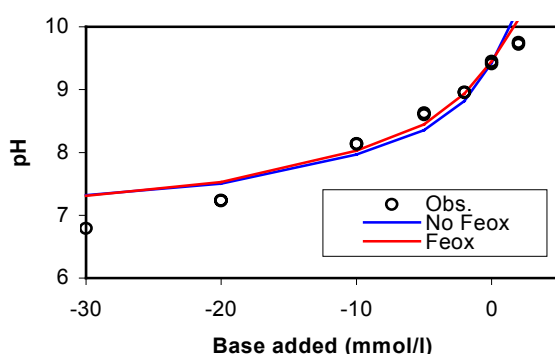
- att "rätt" faser kunde identifieras som styrde askans kemi (detta har vi redan berört ovan).
- att korrekta totalkoncentrationer av olika ämnen, d.v.s. lösta + mobiliserbara, kunde uppskattas, med hänsyn till jonbalans.

Det senare gjordes med hjälp av lakteter och skakförsök. I modellen lade vi också in en viss mängd järnoxid, som uppskattades med hjälp av oxalatextraktion, och dess adsorptionsreaktioner. Vi berör dock inte detta närmare här, eftersom järnoxiden visade sig ha en marginell effekt på lösligheten av olika ämnen i denna studie. Totalkoncentrationen Na^+ (som inte mättes i skakförsöken), användes som en justerbar parameter för att "matcha" modellen mot det pH-värde som mättes upp. De totalkoncentrationer av olika ämnen som slutligen användes framgår av tabell 9.3.

Tabell 9.3. Justerade totalkoncentrationer av olika komponenter i askan, med hänsyn till jonbalans, samt hur de uppskattades.

Chemical component	Value	Method of acquisition
Total Ca (mmol kg ⁻¹)	1080	'Available' Ca (leaching test, Umeå Energi unpubl.). Taken as sum of estimated CaCO ₃ content + gypsum (assuming that all dissolved SO ₄ is from gypsum)
Total CO ₃ (mmol kg ⁻¹)	990	Estimated CaCO ₃ content
Total Na (mmol kg ⁻¹)	66	Here as fitting parameter to arrive at charge balance
Total Cl (mmol kg ⁻¹)	130	Dissolved in batch experiments
Total SO ₄ (mmol kg ⁻¹)	92	Dissolved in batch experiments
Total Al (mmol kg ⁻¹)	111	'Available' (leaching test, Umeå Energi unpubl.)
Total Zn (mmol kg ⁻¹)	45.9	'Available' (leaching test, Umeå Energi unpubl.)
Total Cu (mmol kg ⁻¹)	25.2	'Available' (leaching test, Umeå Energi unpubl.)

Med hjälp av dessa parametrar beskrevs askans syrabasegenskaper tillfredsställande, åtminstone i pH-intervallet 8-9.5 (se figur 9.7). Således konstruerades en inputfil till CoupModel-VMINTEQ-simuleringen baserad på denna kemi.



Figur 9.7. Syrabasegenskaper i skakförsöket, observerade och simulerade med VMINTEQ. De två linjerna visar modell Anpassningar med eller utan järnoxid inkluderat i modellen. Minusvärden för "base added" ska tolkas som att syratillsatser gjordes.

9.2.1.3 Kemin i de övriga skikten, samt nederbörds kemi

För de övriga skikten fanns betydligt mindre information att utgå ifrån, och därför är simuleringen med VMINTEQ något osäker vad gäller dessa. För slit- och bärlager utgick vi ifrån laktester (tillgänglighetstester) som gjorts av SGI. För skyddslagret fanns ingen information; detta skikt antogs vara kemiskt inert i modellen. Allmänt torde upplösnings- och utfällningsmekanismer vara av mindre betydelse i bär-, slit- och skyddslager på grund av den grova texturen. De övriga skikten förväntas därför ha en relativt liten inverkan på lakvattnets kemi.

För såväl bärlageret som slitlageret indikerade laktesterna ett relativt högt pH (mellan 8 och 10), relativt höga koncentrationer lättmobiliserat salt (särskilt NaCl) samt jämvikt med kalcit. I VMINTEQ-filerna angavs jämvikt med kalcit, dock med en ganska låg initial totalkoncentration (30 och 50 mmol/kg för bär- resp. slitlager) utgående från laktestresultaten.

För simuleringen av kemin i provvägen är en betydelsefull parameter CO₂-diffusion från atmosfären. Eftersom denna ej är känd måste antaganden göras. I modellen antog vi att endast slitlagret befann sig i jämvikt med atmosfärens koldioxidtryck, medan de övriga skikten ej påverkades av atmosfärens CO₂.

Som nämnts ovan innehöll modellen även nederbördskemi. Den kemiska sammansättningen på nederbördsvattnet togs från IVL:s krondroppsnät och rör data för öppet fält från Bäcksjö, AC län, under perioden 1991-1999 (medelvärden).

9.2.2 Hydrologi

Den studerade vägsträckan var öppen, med hög genomsläpplighet hos vägkroppen. Denna situation kan representeras av en endimensionell modell. Syftet med modelleringen var att beräkna infiltration, avdunstning, vertikala vattenflöden, samt lateralt utflöde till följd av dränering mot en given grundvattenyta för två system:

- 1) *Vägen* från vägytan och en bra bit ned i undergrunden där det vertikala vattenflödet kan antas vara noll.
- 2) *Omgivande mark*, en naturlig jord bevuxen med skog.

Strategin för modelleringen av de två systemen var att anta:

- 1) markegenskaper enligt data från provtagningen eller litteraturvärden från närliggande områden
- 2) parameterar för avdunstning från vägyta och skogsyta enligt litteraturvärden
- 3) kalibrering av parametrar för dräneringsdjup genom anpassning mot grundvattendata
- 4) simulera ett naturligt snötäcke för omgivande mark
- 5) manipulera det simulerade snötäcket på vägen för att representera kompaktering och plogning genom anpassning av simulerad och uppmätt tjäldjup.
- 6) kalibrering av transportegenskaperna i vägytan genom jämförelse av simulerade och uppmätta koncentrationer kloridjoner i lakvattnet.

Denna strategi innebar en inte helt oberoende parameterisering av kemi- och transportmodell. Å andra sidan var den stora osäkerheten i vägytans hydrauliska egenskaper den stora begränsningen för hydrologimodellen (se vidare nedan). Metoden visar istället på möjligheten att utnyttja den kopplade modellen för att skatta osäkra hydrauliska parametrar.

Simuleringarna gjordes för perioden 27/9 2001 till och med 31/8 2004 med klimatdata från Umeå Universitet som drivande variabler.

9.2.2.1 Markegenskaper

Vägen parameteriserades med en 2,66 meter djup markprofil uppdelat på 15 modellskikt enligt tabell 9.4. Djupet på markprofilen valdes dels för att täcka in en rimlig del av undergrunden, och dels för att vara under tjäldjupet som var omkring 1.6 meter i mätningarna.

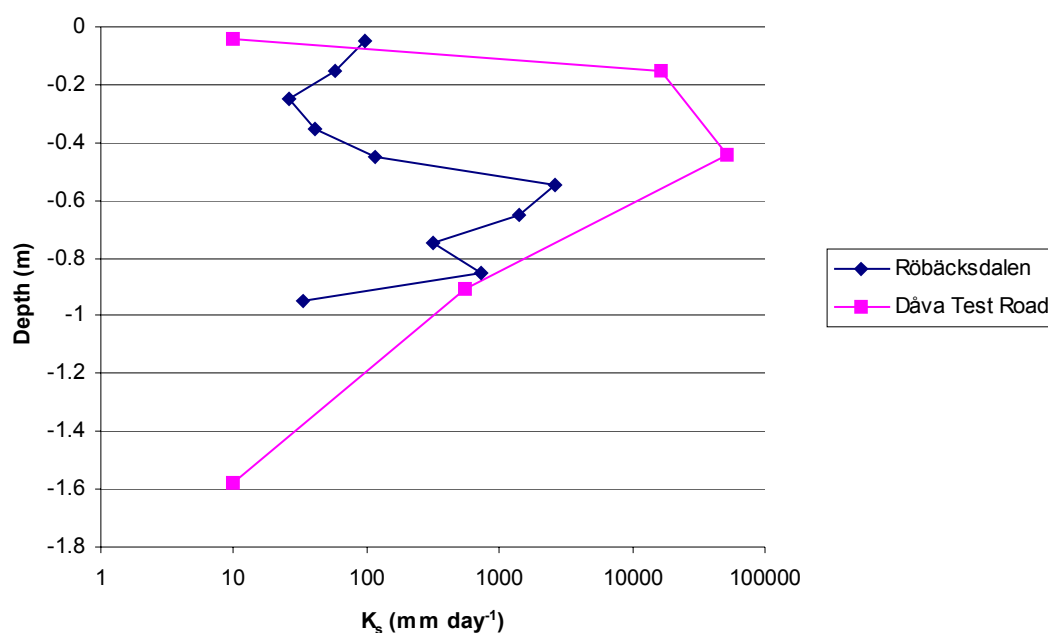
Tabell 9.4. Markprofil i CoupModel simuleringen av Dåva försöksväg, sektion 4.

Modellsikt	Övre-undre gräns (m)	Material
1	0-0.03	slitlager
2	0.03-0.08	slitlager
3	0.08-0.15	bärlager
4	0.15-0.23	bärlager
5	0.23-0.36	aska
6	0.36-0.51	aska
7	0.51-0.66	aska
8	0.66-0.91	skyddslager
9	0.91-1.16	skyddslager
10	1.16-1.41	undergrund
11	1.41-1.66	undergrund
12	1.66-1.91	undergrund
13	1.91-2.16	undergrund
14	2.16-2.41	undergrund
15	2.16-2.66	undergrund

Porositet och retentionskurvor för materialen i vägen valdes enligt tabell 9.1a-b, med undantag för slitlagret där lägre värden antogs för både mättad hydraulisk konduktivitet och porositet för att motsvara kompaktering till följd av de tunga transporterna på vägen.

Porositeten i slitlagret antogs vara 50 % av värdet i provtagningen, det vill säga 23 %. Den mättade hydrauliska konduktiviteten uppskattades till 100 mm dag⁻¹ genom en kalibreringsprocess som syftade till att minimera ytavrinning och ytavdunstning samtidigt som infiltration och perkolation maximerades. Syftet var att optimera genomströmningen av asklagret för att anpassa utlakningen av kloridjoner till de uppmätta koncentrationerna i lysimeterdata.

För simulering av omgivande mark - den gamla myrmarken beväxt med skog - valdes egenskaper bestämda i Röbbäcksdalen (referens Svenska jordar). Den mättade konduktiviteten (Ks) var flera tiopotenser lägre i denna markprofil än de uppskattade värdena för Dåva försöksväg (se figur 9.8).



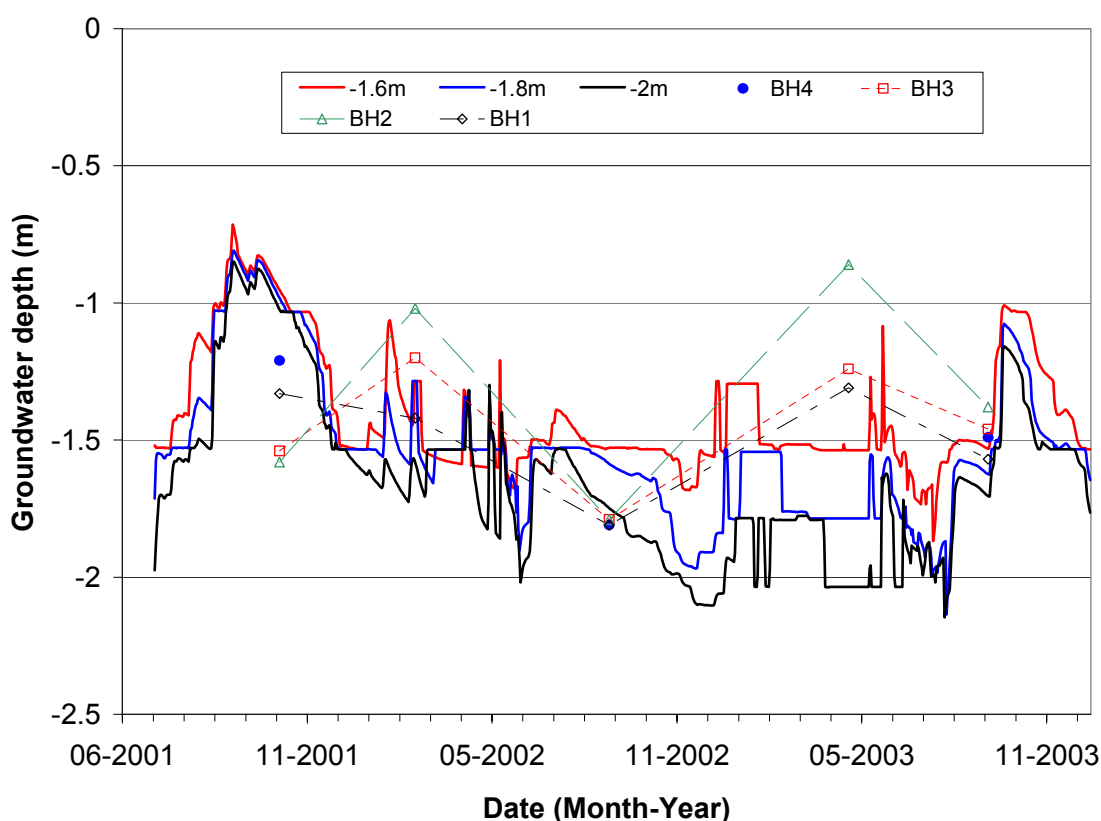
Figur 9.8. Mättad hydraulisk konduktivitet som funktion av djupet för CoupModel-simuleringar av Dåva försöksväg jämfört med bestämningar i Röbbäcksdalen.

9.2.2.2 Avdunstning

Avdunstning beräknades enligt energibalansansatsen (se ovan). De viktigaste parametrarna - albedo (reflektion av solinstrålning) och skrovlighet - antogs som för en bar mark enligt standardparametrarna i CoupModel. Albedo var därmed 15-30 % för torr respektive blöt markyta, och skrovlighet 0.001 m, vilket motsvarar en helt slät markyta. Parametrar för att beräkna avdunstning, samt interception av vatten och strålning från vegetationen togs från en tidigare simuleringstudie av en blandskog i Norunda, Uppland (Gustafsson et al., 2004). Dock valdes trädhöjden något lägre, 10 meter, för att mer likna vegetationen kring Dåva försöksväg.

9.2.2.3 Dränering

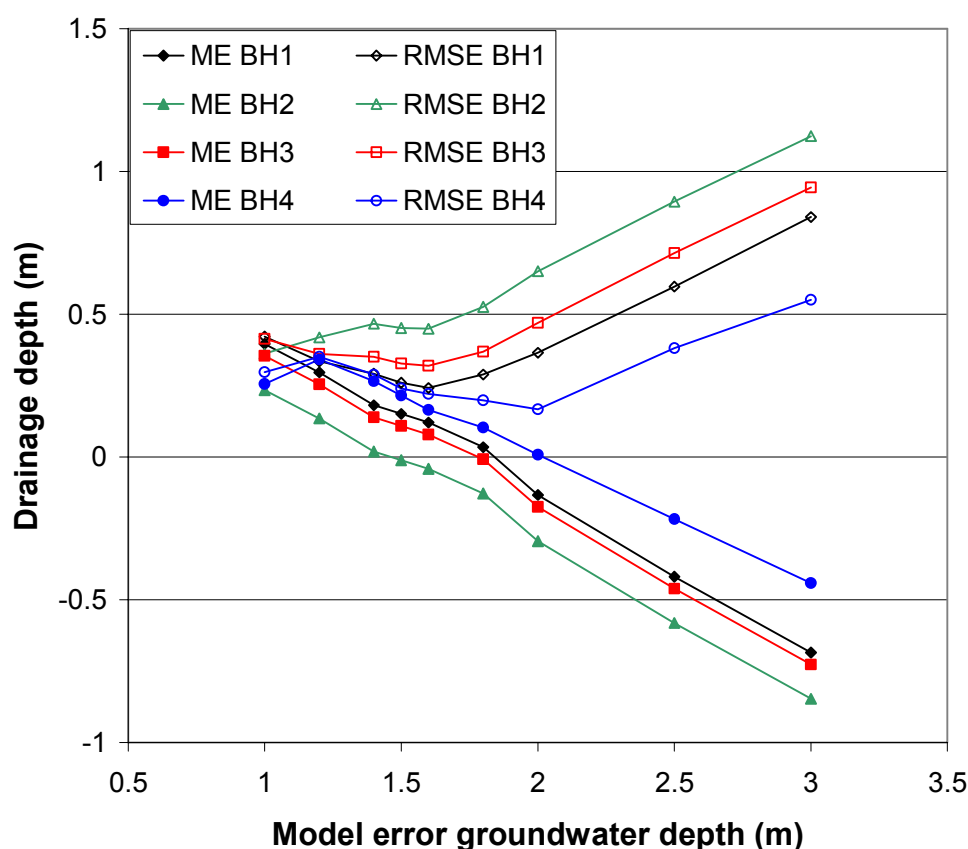
För parameterisering av Hooghoughts dräneringmodell antogs dikesbottnarna på ömse sidor av vägen agera som dräneringsrör med 13 meters mellanrum och en radie på 1 meter. Enligt ritningarna ligger dikesbottnarna på -1.16 meters djup, men detta djup kan antas variera i förhållande till vägytan, precis som skyddslagrets mäktighet varierade på grund av ojämnheter i avbaningen. En känslighetsanalys gjorde därför, där det dränerande djupet varierades mellan -1 till -4 meter. Resultaten visade att bäst överensstämmelse mellan simulerat och observerade grundvattendjup i vägen erhöles med ett dräneringsdjup på -2 meter (se figur 9.9 och 9.10)



Figur 9.9. Grundvattendjup under vägytan, sektion 4, Dåva försöksväg. Simuleringar med olika dräneringsdjup (röd, blå och svart heldragen linje) jämfört med observationer i grundvattenrör norr om vägen (BH1), söder om vägen (BH2), i södra dikeskanten (BH3) och under vägen (BH4). Observera att endast tre observationer, alla på sensommaren/hösten finns för BH4 jämfört med fem för de övriga rören.

Det bör dock noteras att grundvattenavläsningar ej gjordes under vinter och vår (p.g.a. packad is) i det rör som var placerat mitt i vägen. Om man jämför med mätningarna i omgivande rör ser man att simuleringen med -2 m dräneringsdjup ligger orimligt lågt under vår-vinter, speciellt 2002/03 medan vintern 2001/02 är mer realistisk (se figur 9.9). Samma mönster framgår av figur 9.10, där medelavvikelse mätning-simulering och RMSE (root mean square error) för grundvattendjup har plottas mot det antagna värde för dräneringsdjup i respektive simulering.

Samtidigt måste vi konstatera att dataunderlaget är ganska begränsat; tre respektive fem mätningar i 4 grundvattenrör. Ett dräneringsdjup på -1.8 m valdes för de fortsatta simuleringarna där kemi-modellen inkluderades. Samma djup användes också för simuleringen av omgivande mark.



Figur 9.10. Avvikelse mellan observerat och simulerat grundvattendjup (x-axel) som funktion av antaget dräneringsdjup i simuleringarna (y-axel), medelfel (ME) och root-mean-square-error (RMSE). Bilden visar att ett dräneringsdjup på -2 m gav bäst överensstämmelse med mätningarna i vägen (BH4), men att dynamiken i de övriga grundvattenmätningarna fångades bäst med ett dräneringsdjup på -1.6 m.

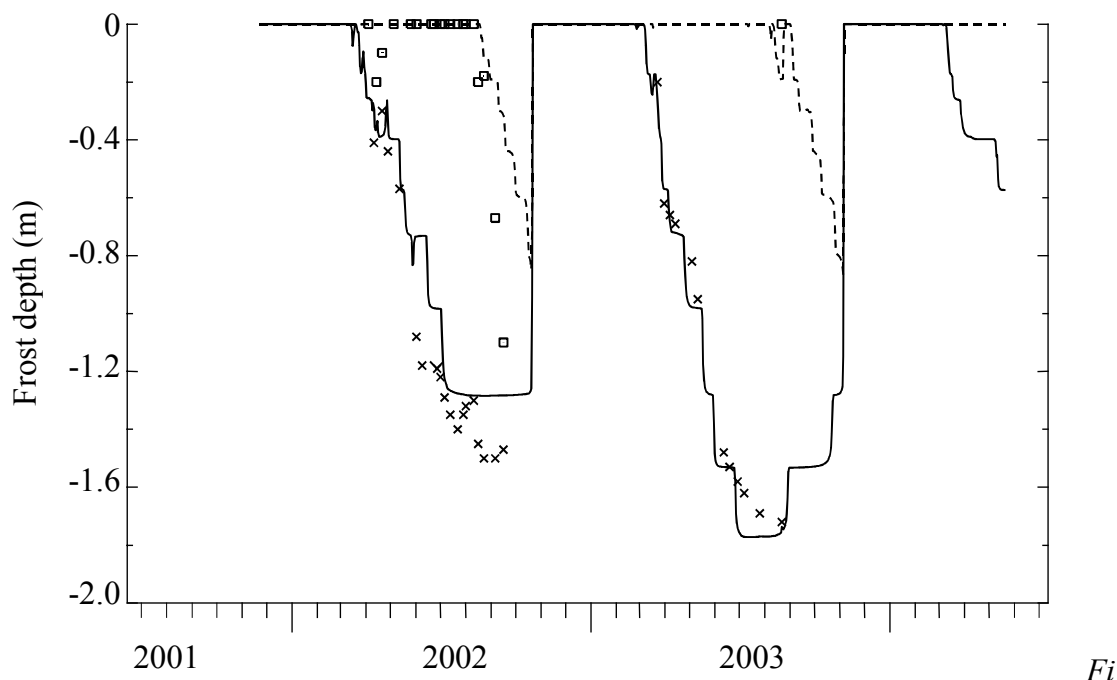
9.2.2.4 Snö och tjäle

De termiska förhållandena i vägkroppen reglerades genom att det simulerade snötäcket manipulerades i modellen för att representera effekten av snöplogning och extra kompaktering på grund av trafiken. Olika antaganden beaktades i simuleringarna:

- 1) all snö plogas bort omedelbart - det vill säga det ackumuleras ingen snö alls.
- 2) naturlig ackumulation men med högre densitet för nysnö (300 kg m⁻³) och snabbare kompaktering av gammal snö.
- 3) vid större snöfall än 2 cm plogas överskottet av - resten av snön får ligga kvar och simuleras som i 2), d v s med högre nysnödensitet och snabbare kompaktering.

Scenario 1) - ingen snö alls - gav det minsta tjäldjupet i simuleringarna, vilket kanske är förvånande eftersom snö förväntas isolera marken. Scenario 3) var den som bäst överensstämde med mätningarna, medan scenario 2) gav lite för djup tjälning av marken. Snö isolerar marken så länge den har en naturligt låg densitet och därmed låg värmeledningsförmåga. Ett tunt snötäcke med hög densitet och högre albedo än en bar markyta främjar alltså tjälbildningen jämfört med en helt bar markyta med ett betydligt lägre

albedo! Simulerad tjäldjup och upptining i scenario 3) jämförs med mätningarna i figur 9.11.



Figur 9.11. Tjäldjup, både övre och undre rand av tjälkroppen, i Dåva försöksväg, öppen delsträcka med bottenaska. Simulerad med CoupModel (heldragen och streckad linje) jämfört med mätningar (kryss och fyrkanter).

9.2.2.5 Vattenbalans

Vattenbalansen för Dåva försöksväg simulerad med CoupModel avslöjar att det första året av simuleringen var något regningare än efterföljande år (se tabell 9.5). Tack vare bevattningen som utfördes i september 2003 erhöles dock en betydligt högre mängd infiltrerat vatten och genomströmning av markprofilen under 2002/03 i simuleringarna. Vattenbalansen ser förövrigt realistisk ut. En förhållandevis stor del av nederbörden infiltrerar i vägen trots den låga konduktiviteten, men ungefär 40% av infiltrerat vatten avdunstar också från vägytan. Förhållandet mellan ytavrinning, infiltration, avdunstning och perkolation blir ytterst det avgörande för utlakningen av lösta ämnen från askan.

Manipuleringen av snötäcket som gjordes för att representera plogning av vägen resulterade i en förlust på 7-18% av nederbörden, vatten som alltså undantagits från vattenbalansen.

Tabell 9.5. Ackumulerad nederbörd, avdunstning och avrinning, samt andra vattenbalanskomponenter, simulerat med CoupModel för Dåva försöksväg, sektion 4, 2001-09-27 till 2004-08-31.

År	Enhet	2001/02	2002/03	2003/04
Nederbörd	mm	513	536*	463
Snöskottning**	mm	136	28	79
Avdunstning	mm	138	146	127
	%***	37	29	33
Avrinning	mm	193	265	322
	%***	51	52	84
Ytavrinning	mm	87	53	61
Dränering	mm	106	212	261
Infiltration	mm	283	460	314
Förrådsändring	mm	46	98	-66

* Inklusive 145 mm bevattning 22-23 september 2003, ** mängd vatten som avlägsnats genom manipulering av simulerat snödjup, *** % av nederbörd-snöskottning.

9.2.3 Kopplad kemisk-hydrologiska simuleringar

9.2.3.1 Initialvärden

Fyra initiala VMINTEQ-problem definierades för den kopplade reaktiva transportmodelleringen: 1) slitlager, 2) bärlager, 3) asklager, 4) skyddslager och undergrund. Dessa distribuerades över de 15 modellskikten enligt tabell 9.4.

De initiala koncentrationerna var i första hand baserade på laborativa bestämningar (se ovan sektion). Preliminära simuleringar indikerade att TOC halterna, och därmed utlakningen av vissa metaller var alltför höga. Därför ansattes initiala TOC aktiviteten i asklagren till 20 % av skakförsöket.

Initialproblemen definierades i enheten mol/kg mark, vilket innebär att samma initiala massa av kemiska substanser erhöles oavsett hur vattenhaltprofilen initierades. En skrymdensitet på $1.6 \times 10^3 \text{ kg m}^{-2}$ användes för samtliga problem.

9.2.3.2 Simuleringsperiod och tidsupplösning

Simuleringsperioden sträckte sig tre år, från 27/9-2001 till 31/8 2004. Den hydrologiska modellen kördes med en tidsupplösning på ca 7 minuter (200 iterationer per dag), vilket behövdes för att uppnå en rimlig numerisk stabilitet. Det spelar egentligen mindre roll, eftersom den klart begränsande faktorn för beräkningarna var VMINTEQ trots att den inte anropades oftare än en gång var 5:e dag i dessa simuleringar.

Anropsfrekvensen till den kemiska jämviktsmodellen är inte helt oväsentlig för resultatet. Tätare anrop är förstås att föredra ur ett fysikaliskt-kemiskt perspektiv. Å andra sidan visade sig simuleringar med glesare anrop mer stabila ur ett numerisk perspektiv. Med glesare anrop till VMINTEQ ökar sannolikheten att vissa element urlakas helt ur skikt med låga totalkoncentrationer (massbalansen bevaras mellan anropen till VMINTEQ genom att den lösta koncentrationen aldrig tillåts överstiga totalkoncentra-

tionen i ett skikt). Simuleringar med kortare intervall kan därför i vissa fall leda till mer problem med konvergens i VMINTEQ i skikt med extremt låga koncentrationer.

9.3 Resultat

Ett antal scenarier där både villkor för hydrologi och kemi varierades för att testa modellens möjligheter att beskriva systemen vägen och omgivande mark. Känslighetsanalysen omfattade betydelsen av att inkludera avdunstning i den hydrologiska modellen, fysikaliska markegenskaper, randvillkor för dränering av vägen, samt initialvärden och löslighet för vissa kemiska ämnen. Alla resultat presenteras inte i denna rapport. Det viktigaste slutsatserna av känslighetsanalysen, samt resultatet av den slutliga modellen diskuteras nedan.

9.3.1 Lösta koncentrationer

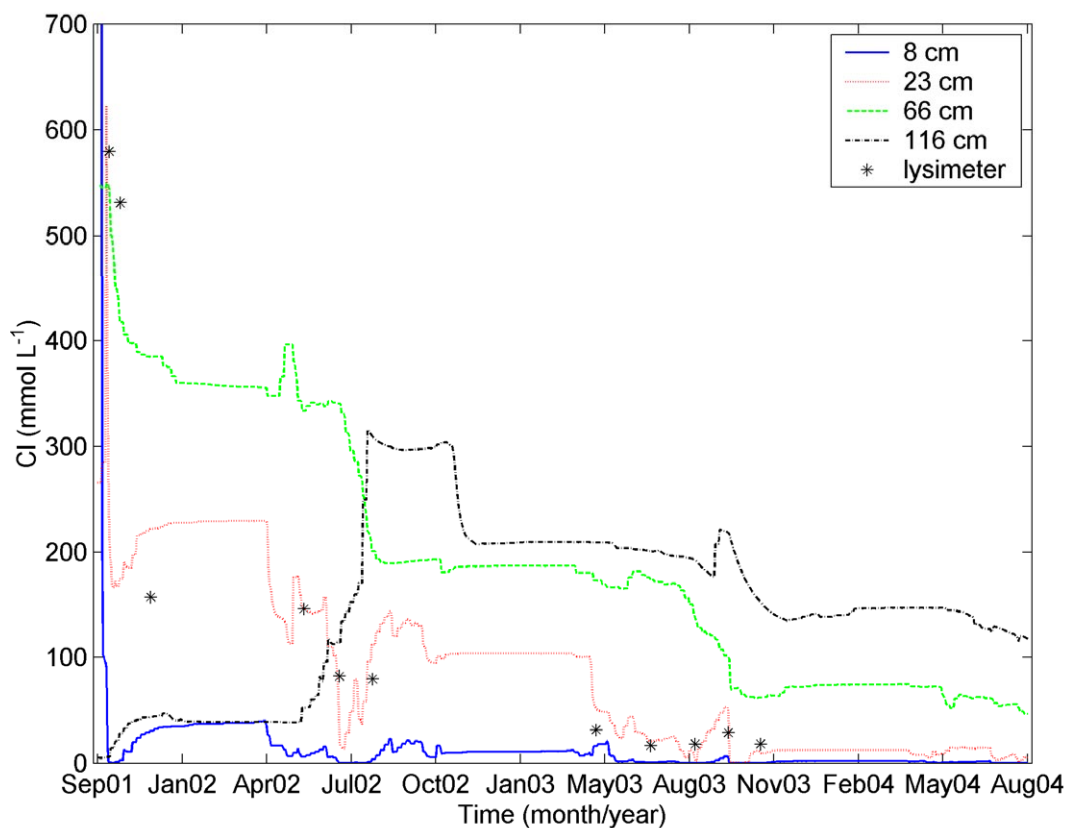
I figur 9.12-23 presenteras tidserier för lösta halter och pH i de nedersta modellskikten för varje material i vägkroppen, som jämförs med mätningar i lysimeter 2S (sidan av vägen teststräcka 4). Halterna i skyddslagret och asklagret är troligen de mest representativa för dräneringsvattnet som helhet, även om lysimetrarna är placerade direkt under asklagret.

Simuleringar med samma TOC löslighet som i skakförsöken visade som redan sagts alltför stora halter av TOC i skyddslagret i början av simuleringarna (och även ett alltför lågt pH i askskiktet). Detta hade till följd att även för stora halter Cu och Zn löstes ur askan. En enkel ansats att förbättra simuleringen var att helt enkelt sänka initialkoncentrationen av TOC i askan med 20 %, vilket motsvarar att endast 20 % av skakförsökets TOC är lösligt i verkligheten. Egentligen är det nog någon typ av adsorptionsjämvikt som begränsar utlösningen av TOC, vilket då blir lösligt på sikt, men det skulle vara betydligt krångligare att modifiera modellen på det sättet. Därför blev resultatet av denna modifiering en lägre och med mätningarna mer överensstämmande TOC i lakvattnet* under den inledande urtvättningsfasen (läs *halter i ask och skyddslager), men dessvärre en alltför låg halt TOC under avklingningsfasen. Detsamma kan sägas om halterna Cu. De simulerade Zn halten ligger fortfarande minst en tiopotens högre än mätningarna, som är på gränsen av mätnoggrannheten.

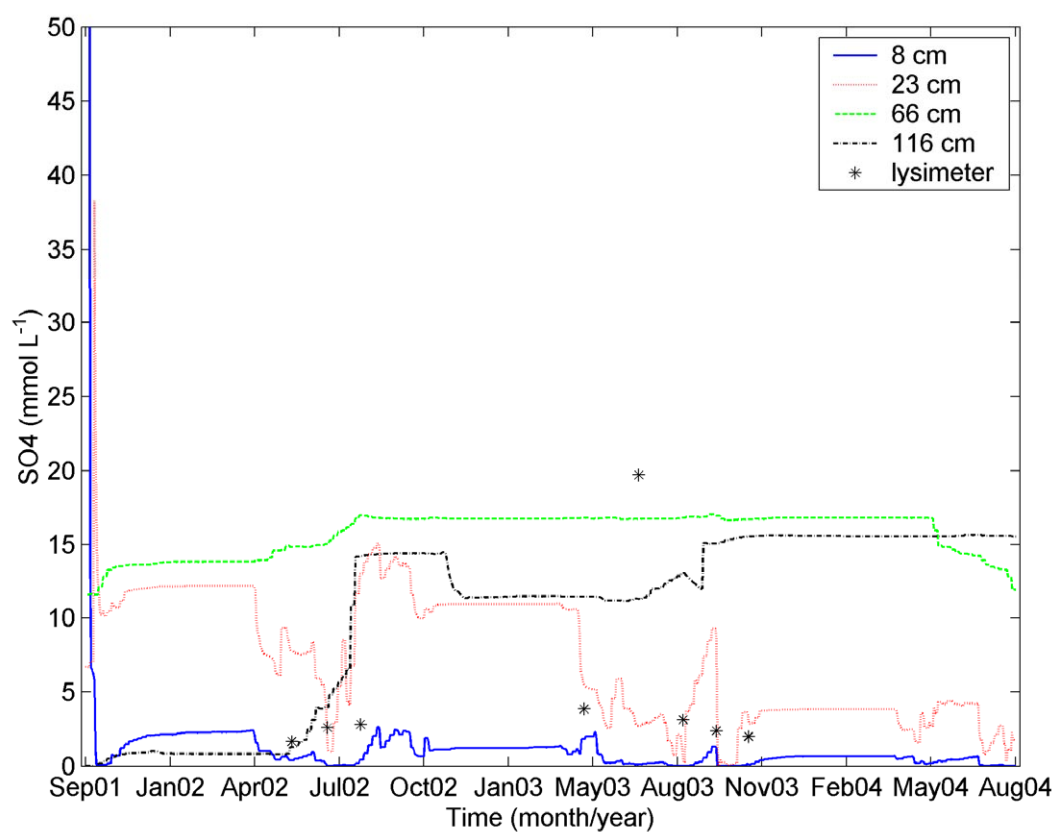
Den simulerade vätejonkoncentrationen (pH) i asklagret är betydligt lägre än i vattenproverna från lysimetern. Det finns alltså anledning att fundera på dels om pH i vattenproverna är representativa för askan, och dels om det är någon viktig process som fattas i modellen. En sådan process som vi vet inte är beaktad i modellen är vittring. En separat vittringsmodell skulle kunna komplettera CoupModel-VMINTEQ i en vidareutveckling.

Kväve och magnesium tillfördes vägen genom nederbörden i simuleringarna. Med tanke på de låga nivåerna är det kanske intressant så konstigt att de simulerade halterna i dräneringsvattnet överensstämde relativt väl med vattenproverna i lysimetern (se figur 9.19-20).

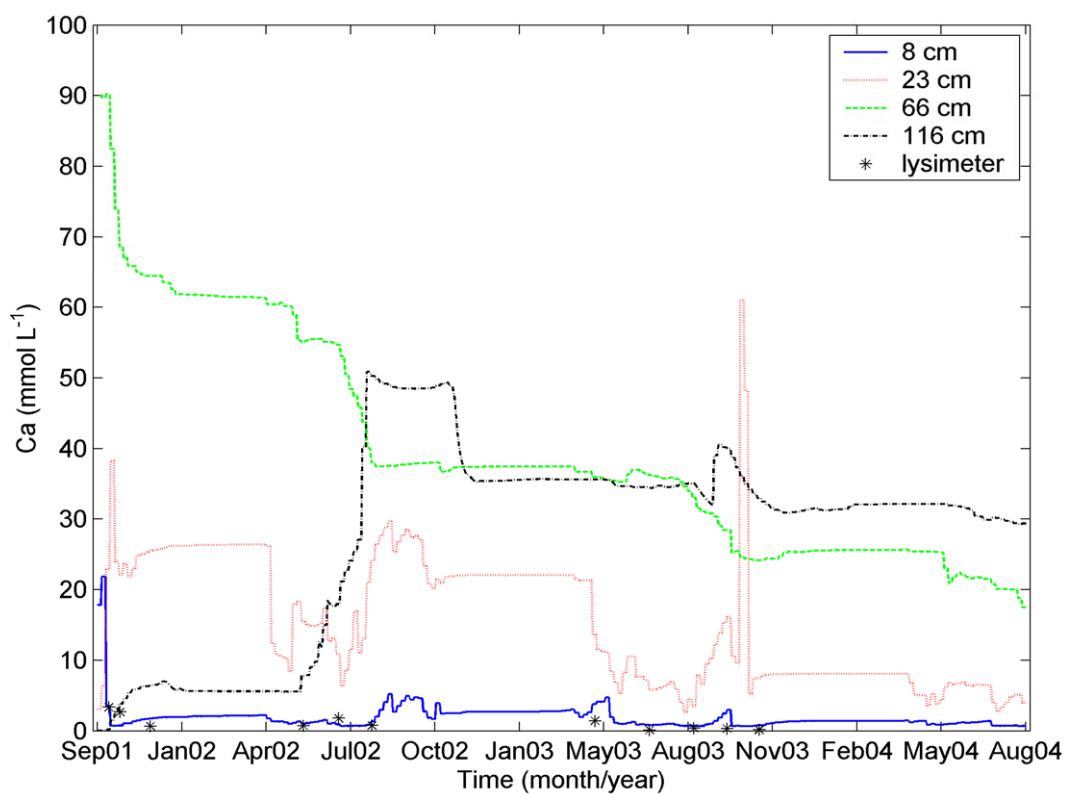
Ytterliggare tre kemiska element som analyserats i vattenproverna ingick också i simuleringen, natrium (Na), kalium (K) och Aluminium (Al) vilka har plottats på samma sätt som övriga variabler i figur 9.21-23.



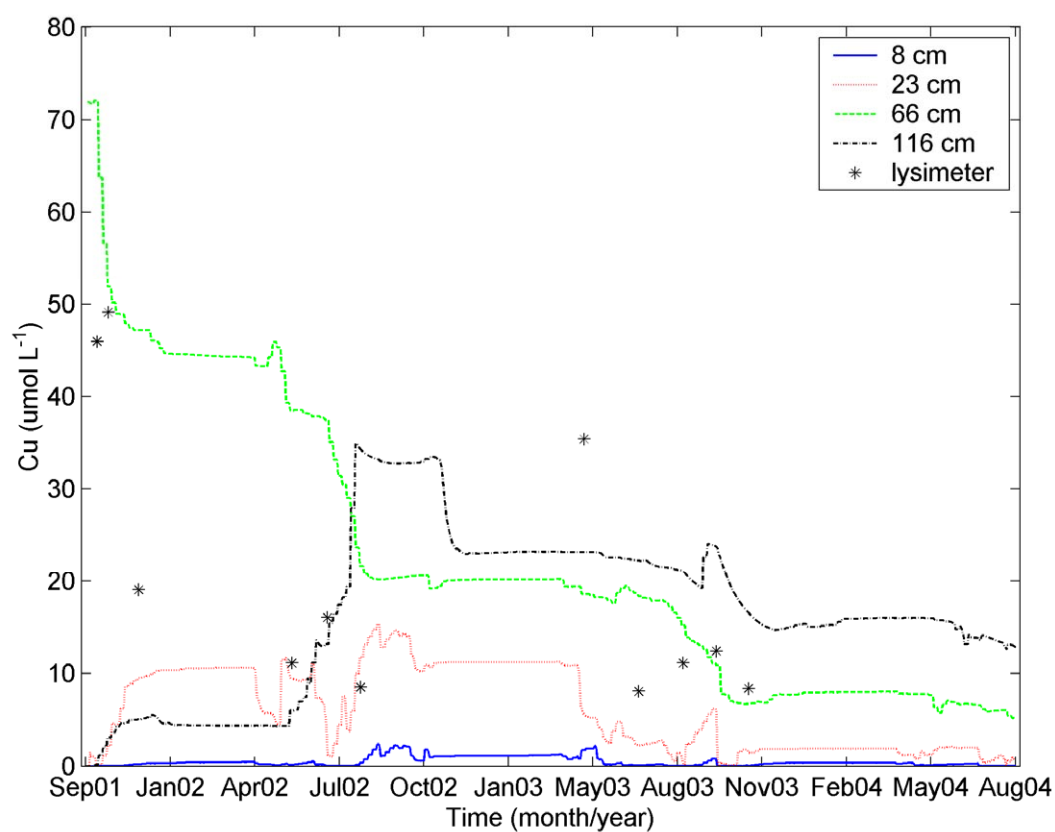
Figur 9.12. Lösta koncentrationer klorid (Cl) i vätkroppen (undre del av respektive lager) simulerat med CoupModel/VMINTEQ jämfört med vattenprover från lysimetern placerad i kanten av Dåva vägen, sektion 4 (2S). Observera att vattenproverna representerar utlakningen under en viss tid före provtagningstillfället men har här plottats som en punkt vid provtagningstillfället. Lysimetern kan antas fånga upp vatten från askskiktets undre rand, och bör i första hand jämföras med koncentrationerna på 66 cm i simuleringen.



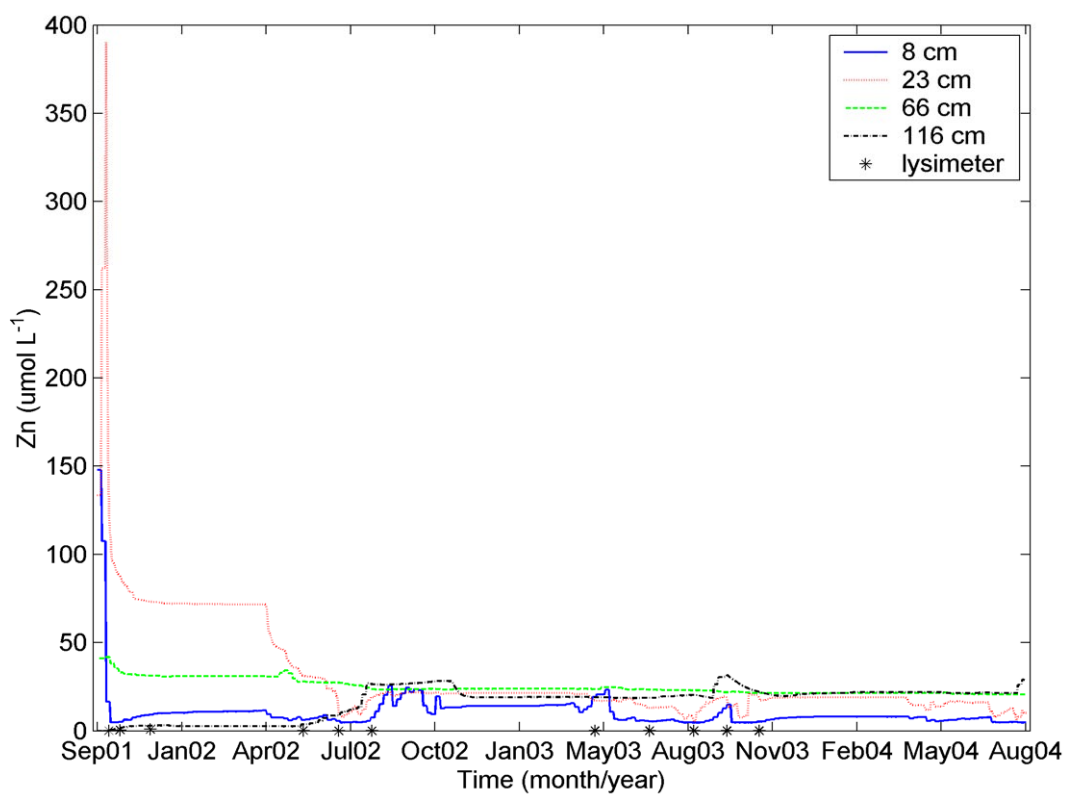
Figur 9.13. Som figur 9.12 fast för sulfat (SO_4).



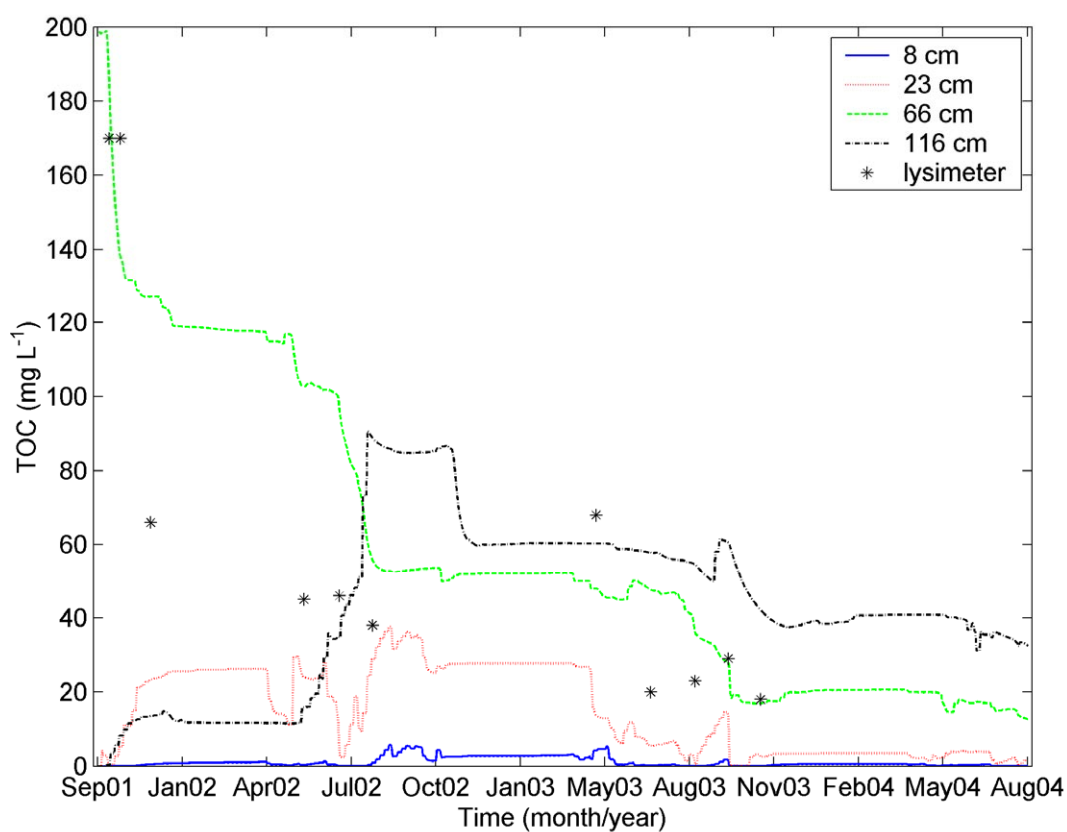
Figur 9.14. Som figur 9.12 fast för kalcium (Ca).



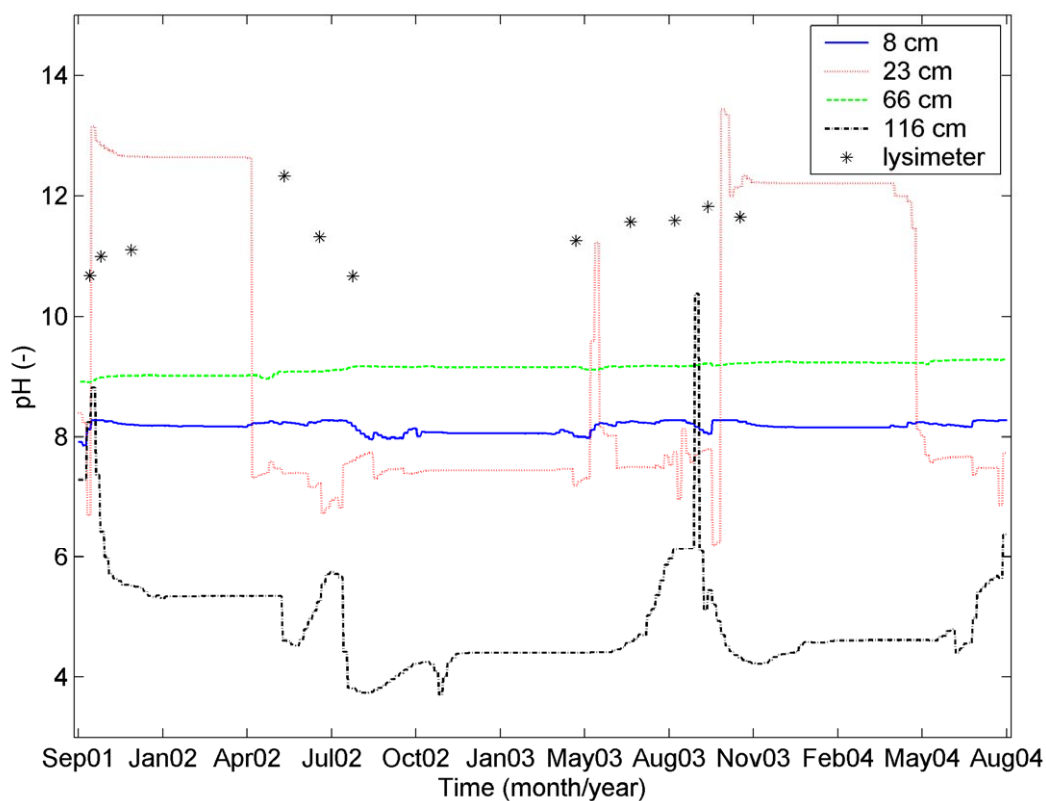
Figur 9.15. Som figur 9.12 fast för koppar (Cu).



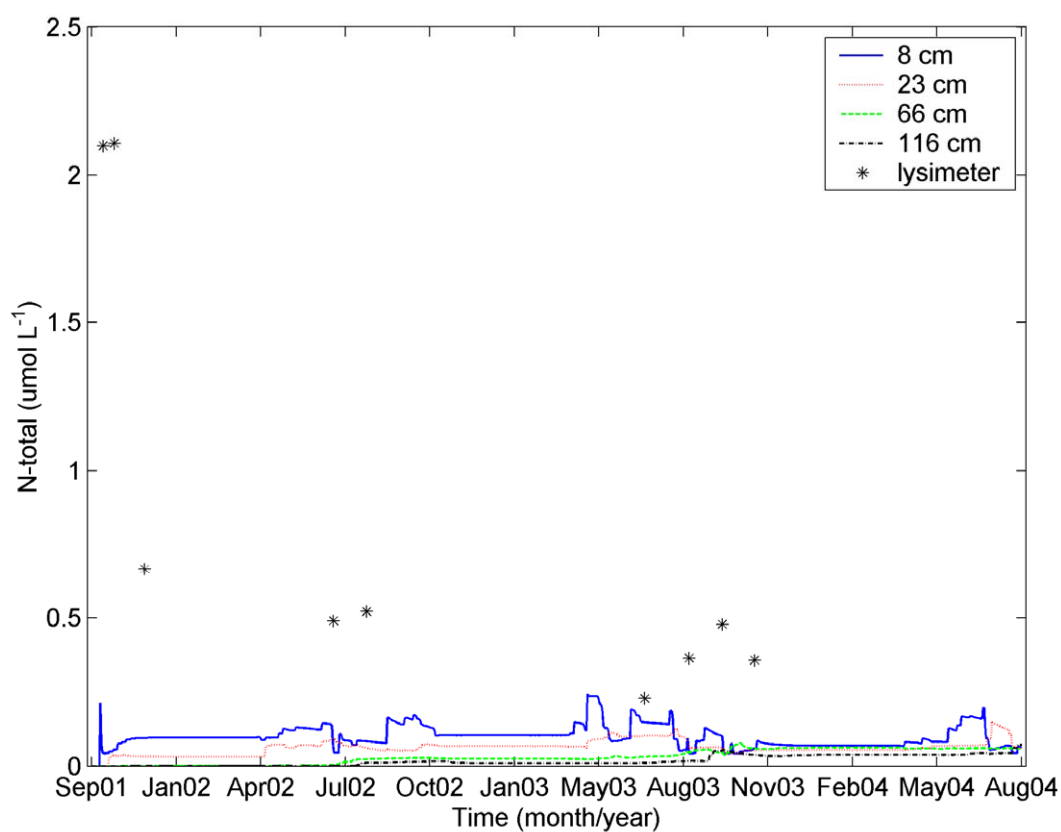
Figur 9.16. Som figur 9.12 fast för zink (Zn).



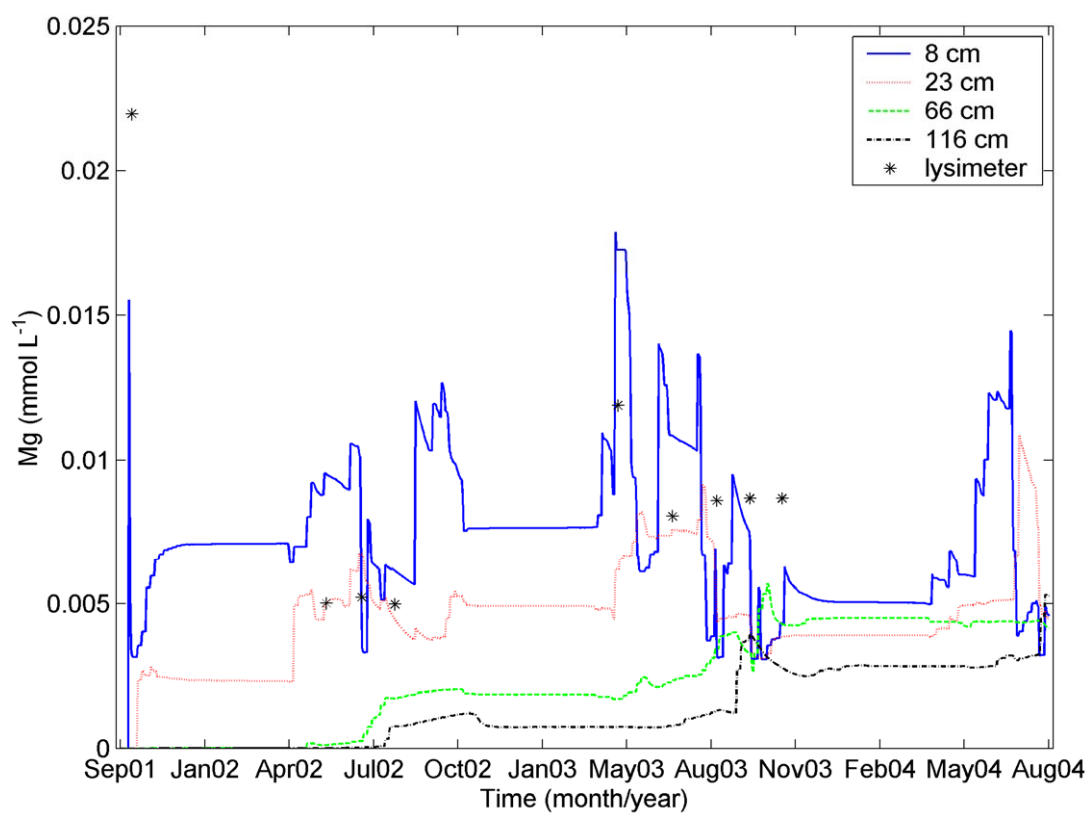
Figur 9.17. Som figur 9.12 fast för löst organiskt kol (TOC).



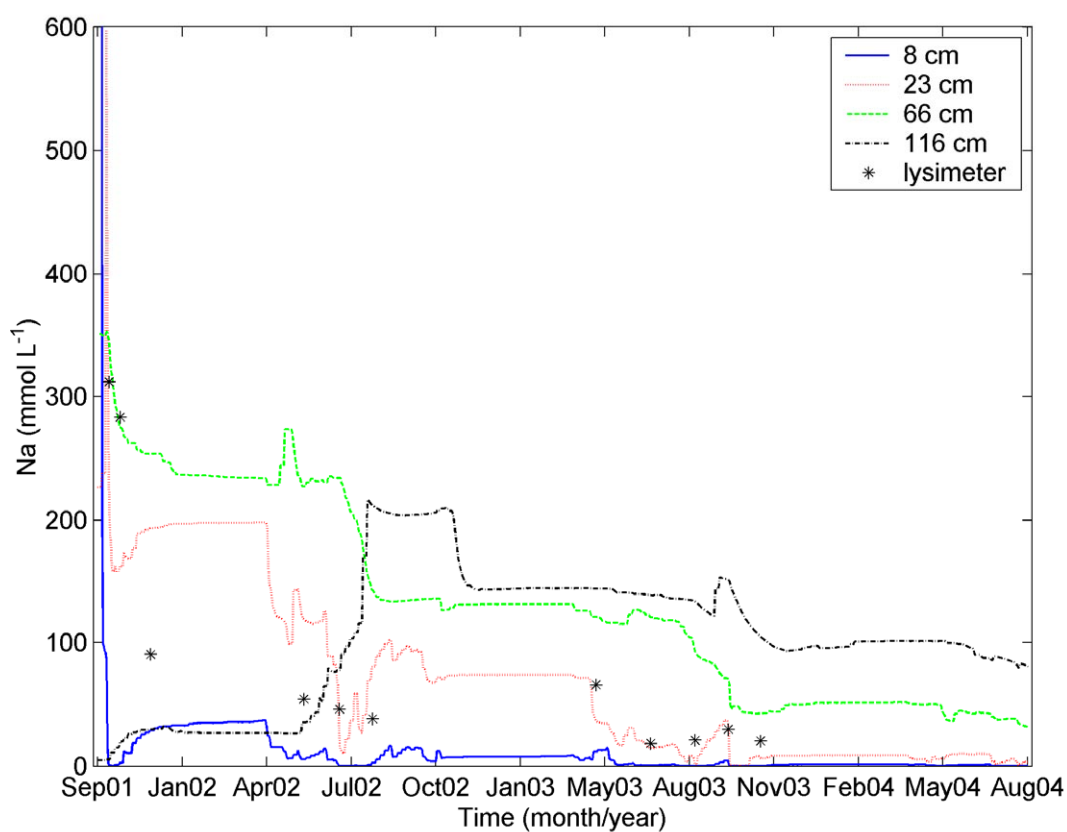
Figur 9.18. Som figur 9.12 fast för pH.



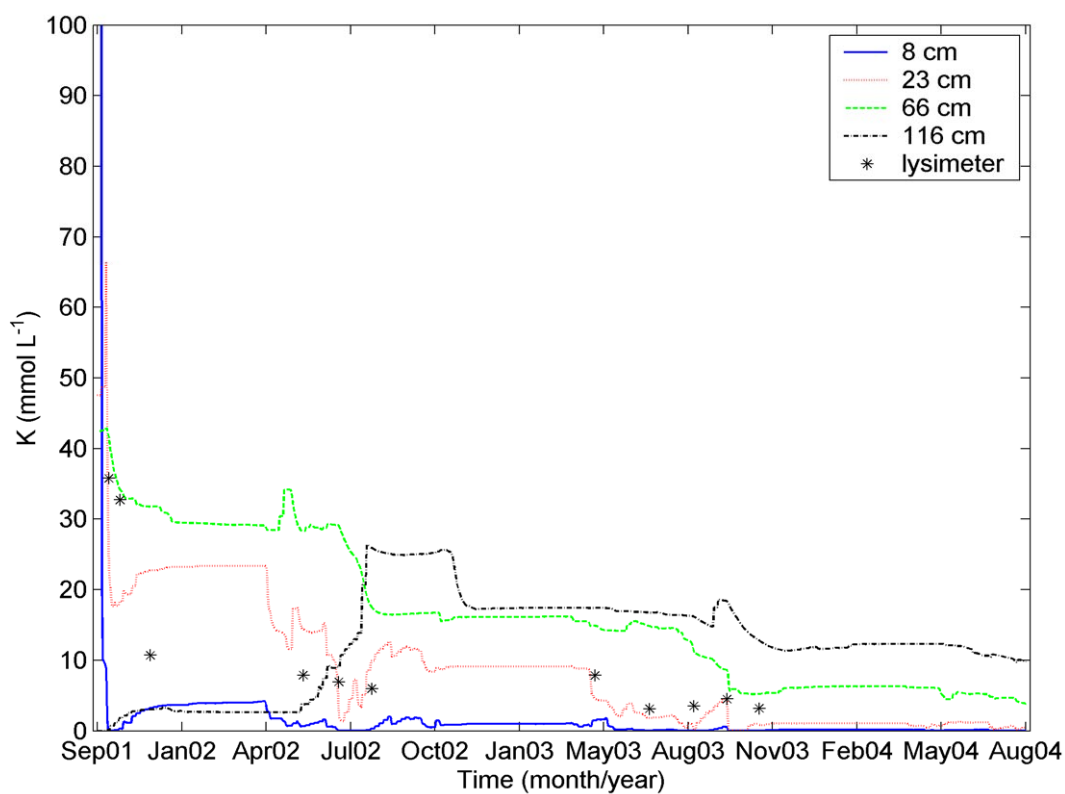
Figur 9.19. Som figur 9.12 fast för totalkväve ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$).



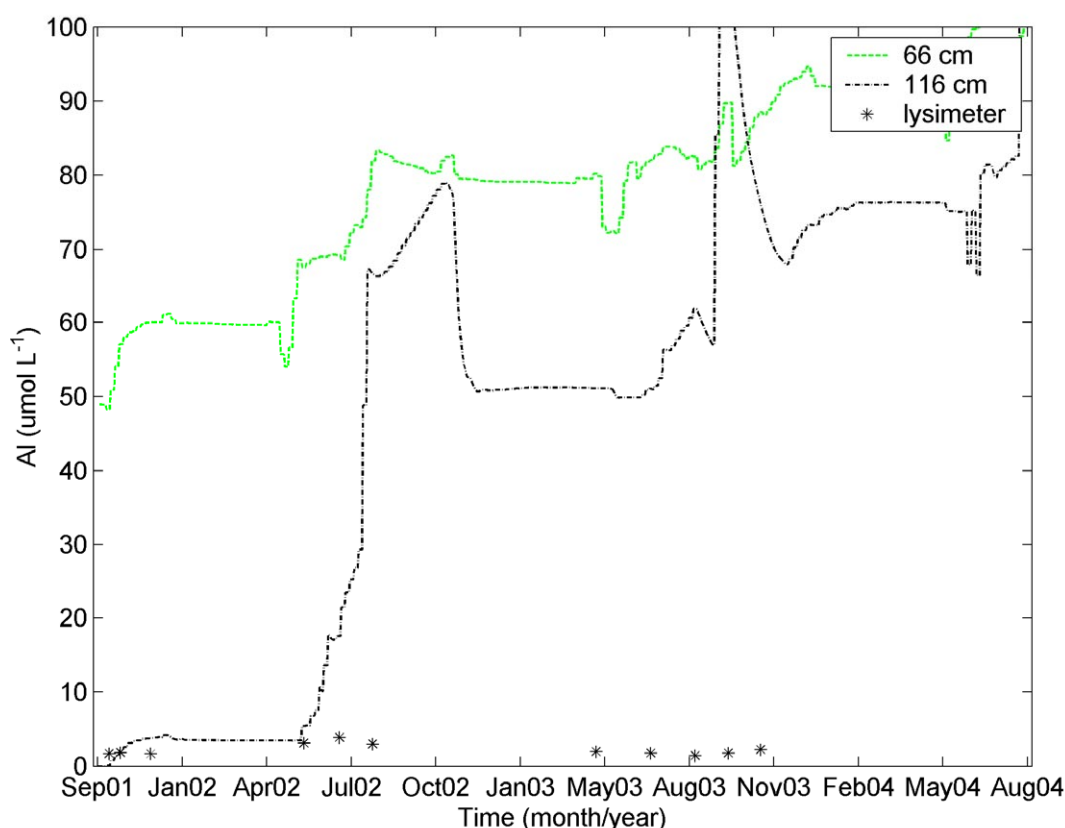
Figur 9.20. Som figur 9.12 fast för magnesium (Mg).



Figur 9.21. Som figur 9.12 fast för natrium (Na).



Figur 9.22. Som figur 9.12 fast för kalium (K).



Figur 9.23. Som figur 9.12 fast för aluminium (Al).

9.3.2 Massflöden i dräneringsvattnet

Det simulerade massflödet av lösta ämnen ut från väggkroppen beräknades genom att multiplicera lösta halter och dräneringsflöden från respektive skikt. Noterbart är att av det dränerande vattnet kom 40 % från asklagret och 32% från skyddslagret i simuleringarna. Endast 1 % av dränerat vatten kom från slit- och bärlager, och resterande 26 % från undergrunden som alltså låg delvis under dräneringsdjupet -1.8 m i simuleringen. Viktigt för resultaten var också att den totala dräneringen var endast 106 mm under det första året, men ökades till 212 respektive 262 mm under andra och tredje året av försöket, delvis till följd av bevattningen men också på grund av större mängd infiltrerat vatten (se tabell 9.5).

På grund av den större genomströmningen under andra och tredje året sker den största utlakningen av lösta ämnen under det andra året för de flesta ämnena (se tabell 9.6), trots att det lösta koncentrationerna var lägre under år två än år ett (se figur 9.12-9.23). Utlakningen i mol räknat ökar även under det tredje året för vissa ämnen t ex aluminium jämfört med det andra, vilket är ett resultat av de högre koncentrationerna i markvattnet. Modellen predikterar alltså en kraftig utlakning de första åren, följt av en långsam avklingning vilket stämmer ganska väl med lysimeterdata (se figur 9.12-23). Dock indikerar observationerna en snabbare avklingning för t ex Cl, och betydligt lägre halter för t ex Ca och Zn. Simuleringar av längre tidsperioder för att studera ifall modellen på sikt ger mindre utlakning av samtliga ämnen misslyckades tyvärr på grund av numeriska problem i den kemiska jämviktsmodellen.

Tabell 9.6. Årligen ackumulerade mängder lösta ämnen i dräneringsvatten (oktober-september), simulerat med CoupModel/VMINTEQ för Dåva försöksväg, teststräcka 4.

Beståndsdel	Enhet	2001/02	2002/03	2003/04
Na	mol	11.6	17.7	13.8
Cl	mol	17.2	25.5	19.9
Al	mmol	3.0	13.3	17.5
Ca	mol	2.7	5.7	5.4
CO ₃	mol	0.02	0.09	0.12
Zn	mmol	1.4	4.0	4.6
K	mol	1.4	2.1	1.7
SO ₄	mol	0.6	2.7	3.0
Cu	mmol	2.0	2.9	2.2
TOC	g	5.2	7.0	5.4
Mg	mmol	0.0	0.4	0.8

9.3.3 Mass- och vattenflöden i askskiktet

Vatten- och massbalansen studerades lite mer i detalj för askskiktet. Vertikala in- och utflöden av vatten och dräneringsflöden för askskikten multiplicerades med motsvarande lösta koncentrationerna av alla kemiska element. Samtliga flöden (vatten och ämnes-transport) ackumulerades sedan för varje år (se tabell 9.7), för att studera förhållandet mellan vattenflöde och utlakning (eller anrikning) av ämnen i askskiktet.

Man kan notera att förhållandet mellan dränering (lateralt vattenflöde) och vertikalt utflöde är ungefär 1:2 för askskiktet. För utlakningen av ämnen är andelen vertikalt utflöde något högre.

Alla ämnen lakas ut, förutom CO₃ förstås, vilken ackumuleras på grund av karbonatiseringen av askan. Mg från nederbörden ackumuleras också i askskiktet, men halterna är ju försumbara i sammanhanget. det sker också en stor ackumulering av Al första året, vilken senare släpps igen.

Tabell 9.7. Årligen ackumulerade flöden av vatten och lösta ämnen för askskiktet i Dåva försöksväg, sektion 4 baserat på CoupModel simuleringar. I kolumnerna redovisas vertikala in- och utflöden (vilka kan vara både uppåt och nedåtriktade), dränering samt nettoförändring.

Element	År	Inflöde	Utflöde	Dränering	Nettoförändring
Vatten (mm)	2001/02	198	159	19	20
	2002/03	330	146	109	74
	2003/04	252	202	103	-54
Na (mmol)		28558	38406	4763	-14611
	d:o	9231	14816	9505	-15090
		2243	7958	3977	-9691
Cl (mmol)		34905	56806	7091	-28991
	d:o	13117	21355	13763	-22002
		3243	11610	5836	-14202
Al (umol)		36014	10418	1074	24522
	d:o	2520	11983	8961	-18423
		68191	17934	8727	41530
Ca (mmol)		4045	9283	1157	-6396
	d:o	4759	4875	3527	-3643
		2436	4339	2260	-4163
CO3 (mmol)		815	83	11	721
	d:o	379	80	60	239
		3289	121	63	3105
Zn (umol)		13851	4751	622	8478
	d:o	4849	3374	2532	-1057
		3302	4371	2255	-3323
K (mmol)		3744	4747	594	-1597
	d:o	1139	1813	1164	-1838
		275	969	484	-1178
SO4 (mmol)		1697	2348	271	-922
	d:o	1425	2431	1847	-2853
		763	2920	1533	-3690
Cu (umol)		1830	6609	849	-5628
	d:o	1440	2330	1622	-2512
		404	1294	654	-1545
TOC (mg)		4734	17461	2195	-14922
	d:o	3578	5829	3731	-5981
		892	3157	1572	-3837
Mg (mmol)		0.6	0.1	0.0	0.5
	d:o	1.7	0.4	0.3	1.0
		1.2	0.9	0.4	-0.2

9.4 Slutsatser modellering

Simuleringarna av Dåva försöksväg var ett första viktigt test av en ny reaktiv transportmodellen, skapad genom att koppla ihop den hydrologiska modellen CoupModel med den kemiska jämviktsmodellen VMINTEQ. Modellen visade sig ha goda möjligheter att återge huvuddragen i de observerade koncentrationerna av utlakade ämnen, och bör ha potential att utvecklas till ett kraftfullt verktyg för liknande tillämpningar. Samtidigt kan vi konstatera att den har flera kritiska brister som måste förbättras, både i teoretiska och praktiska avseenden.

Ett viktigt problem som kunde identifieras var avsaknaden av en vittringsmodell, vilket var den mest troliga förklaringen till de alltför höga pH-värden i asklagret i simuleringarna. Detta bör vara viktigt speciellt med tanke på studier av längre tidskalor och interpolation framåt i tiden.

En annan principiell svårighet var att den kemiska modellen förutsätter fullständig omblandning, men det är knappast fallet i fältsituationen. Det visade sig genom modellens stora känslighet för lösligheten av TOC i askskiktet. TOC-löslighet baserat på skakförsök gav en alltför stor utlakning av koppar och zink.

En mer praktisk svårighet var att modellen lätt får numeriska problem vid höga koncentrationer, till exempel vid kraftig uttorkning nära markytan på grund av avdunstning. Detta ställer frågan om valet av en relativt komplicerad hydrologisk modell verkligen är det rätta, speciellt med tanke på vilka tidskalor som är relevanta för de kemiska processerna? Å andra sidan var de numeriska problemen framförallt kopplade till den kemiska modellen, och känsligheten hos denna för hur den anropades från den kopplade modellen. Den numeriska stabiliteten och effektiviteten kan troligen förbättras avsevärt genom en bättre algoritm för att gissa startvärden för den iterativa lösningen av de kemiska jämviktsproblemen.

Modellutvecklingen och tillämpningen på Dåva försöksväg har resulterat i ett generellt skall för koppling av en kemisk jämviktsmodell med en hydrologisk transportmodell, med möjlighet att koppla in andra processmodeller till exempel vittring. Dessutom finns möjligheten att vidareutveckla metoder för samkalibrering av kemiska och hydrologiska processer.

10 DEN GEOKEMISKA BAKGRUNDEN I REGIONEN

10.1 Syftet med den geokemiska undersökningen

Den geokemiska undersökningen syftar till att mäta de metallhalter som förekommer i nära anslutning till den anlagda provvägen. Genom att använda likvärdiga mätmetoder som vid SGUs biogeokemiska kartering av landet, kan resultaten från Dåva jämföras mot de regionala trender som redan finns uppmätta över området. Eventuella avvikelser från den regionala trenden kan därmed bedömas som en geokemisk anomali.

10.2 Geokemiska och geologiska data över regionen

Geokemiska markdata finns tillgängliga från 1990-talet och ingår i SGUs kartläggning av landet (Rapp. & medd. Nr 85, SGU). Markproven insamlas vanligtvis från ca 1 m djup i moränens C-horisont och analysen görs på provets finkorniga del < 0.06 mm. Täckningen över regionen är 1 prov/ 7 km² och omfattar resultat från 27 grundämnen, pH, lakbarhet och prognoskarta för baskatjonbildning.

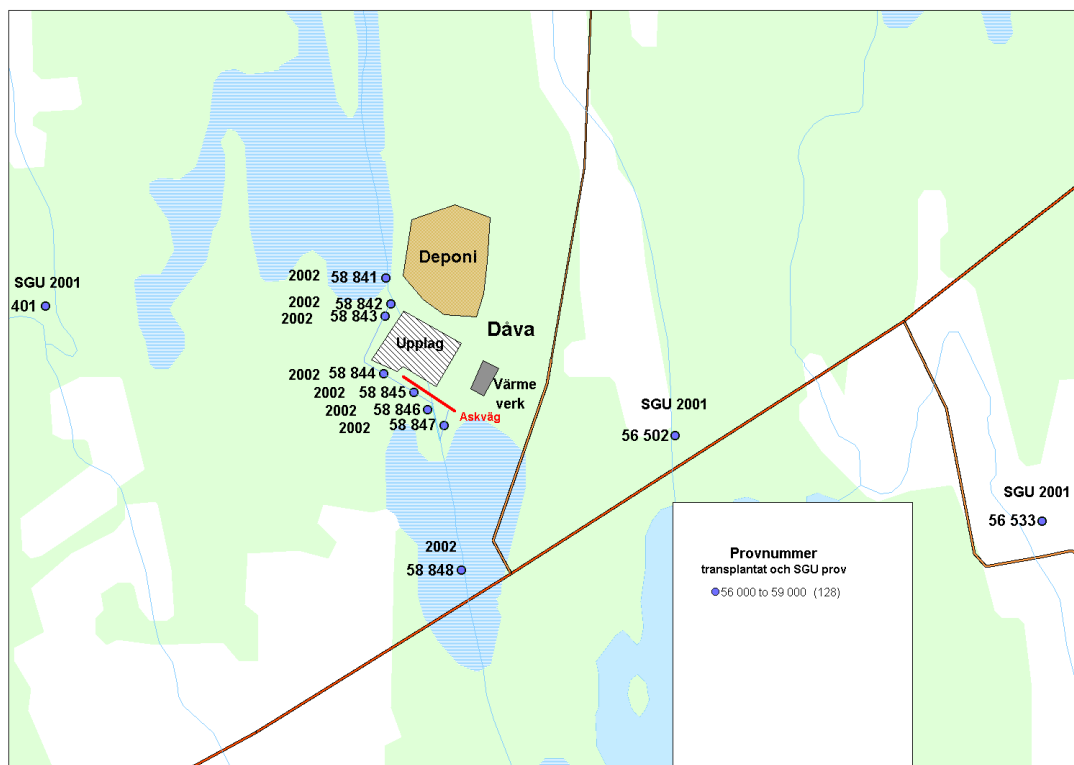
Förutom den markgeokemisk kartläggningen utför också SGU en geokemisk kartläggning av landets mindre vattendrag, där främst bäckar, diken och mindre åar ingår. Provtagningen utföres genom insamling av naturligt förekommande växtmaterial. Kartläggningen går under benämningen *biogeokemisk kartläggning* och där ordet bio syftar på växtmaterialet som indirekt mäter vattnets innehåll av ämnen. Den biogeokemiska kartläggningen har stora likheter med Naturvårdsverkets metod där näckmossa eller transplanterat av näckmossa används för att miljöklassa vattendrag. Den huvudsakliga skillnaden är att SGUs biogeokemiska kartläggning bygger på naturligt förekommande material som näckmossa och att framförallt starrötter insamlas då näckmossa saknas.

Geologiska data i form av berggrunds- och jordartskartor finns som tryckta kartor i skala 1:50 000.

10.3 Geokemisk undersökning vid provvägen inom Dåva området

Provvägen ligger inom ett inhägnat industriområde som omgärdar Dåva värmeverk och den kommunala avfallsanläggning för Umeå stad. Mellan de båda verksamheterna ligger ett stort upplagsområde med sorterat avfall. Avståndet mellan värmeverket och avfallsanläggningen är ca 500 m och provvägen ligger ca 50 m väster om värmeverket.

Det ytliga grundvattnet från området dräneras via en bäck som rinner i en rak sydlig riktning. Bäckens är en avlöpare från Bäcksjöbäcken ca 2 km norr om Dåva och rinner söderut i kanten av den myrmark som passerar strax väster om avfallsanläggningen och vidare mot upplagsområdet. När bäcken når upplagsområdet sker en avledning av bäcken som därefter följer staketet runt området och går parallellt med provvägen innan den rinner vidare söder ut. Den ursprungliga bäckfåran går igenom upplagsområdet och dräneras ut ur området via en vägtrumma genom provvägen och under staketet och därmed ut ur området. Genom avledningen kommer den ursprungliga bäckfåran endast att dränera av själva upplagsområdet. De båda bäckfårorna sammanstrålar ca 1 m nedströms vägtrumman genom provvägen och fortsätter söder ut via myrmarker till Tavelån.



Kartbild 1. Id-nummer och provtagningsår över prover vid Dåva.

Grundvattenströmningen bedöms ha en sydlig riktning, vilket innebär att både avfallsanläggningen och avfallsupplaget ligger uppströms i förhållande till provvägen. Det medför att det ytvattnet som lämnar området söderut kan innehålla metaller från flera källor.

Fältmätningar av metallhalten i det ytvatten som dränerar ut från Dåva gjordes hösten 2001 och 2002. Metoden som användes var transplantat av näckmossa (*Fontinalis anti-pyretica*) som placerades ut i bäckfåran (Bäcksjöbäcken) under en period av 4 till 5 veckor. Vid provtagningen hösten 2001 användes tre provplatser, där punkt 841 är uppströms, 846 strax nedströms provvägen och 848 tagen ca 700 m nedströms Dåva industriområde.

Vid provtagningen hösten 2002 användes 8 provplatser i nära anslutning till Dåva. De tre provpunkterna från 2001 togs om, medan de resterande fem provplatserna placerades enligt kartbild 1.

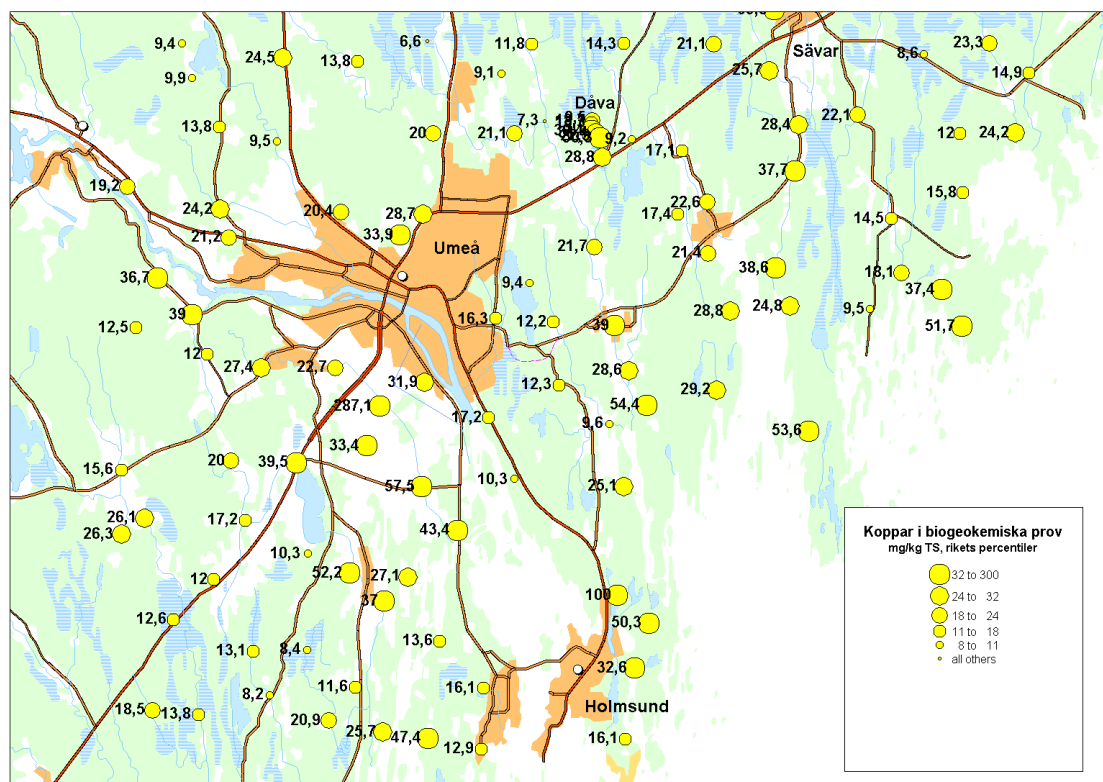
10.4 Resultat

För att få en överblick över hur metallhalten varierar i terrängen presenteras resultaten i kartform. Den regionala trenden kan ses i en översiktssbild hämtad från SGUs biogeokemiska karta och där resultaten från Dåva ligger samlade mellan Umeå och Sävar. Den andra kartbilden visar de lokala mätningarna vid Dåva och de regionala SGU-prov som

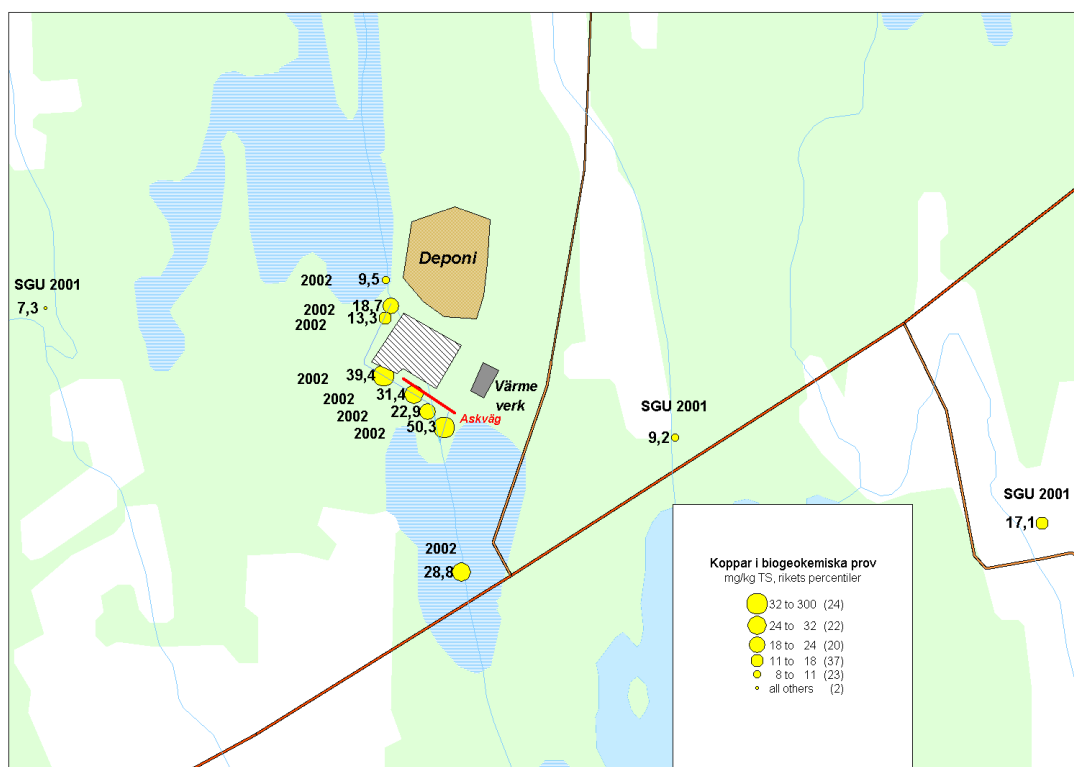
hamnar inom kartutsnittet. Resultaten vid Dåva är hämtade från mätningar gjorda hösten 2002. Mätningen som gjordes hösten 2001 är endast från tre platser och ger en grov bild av metallsituationen strax efter att provvägen var klar. Sannolikt har provvägen inte hunnit påverka resultaten från 2001 och teoretiskt bör man kunna använda dessa som referensvärden innan eventuell påverkan kan skönjas från provvägen. Det finns ett dilemma med metallbestämningar av ytvatten, de påverkas av klimatologiska faktorer. Detta påverkar i sig inte SGUs biogeokemiska kartering eftersom de storskaliga geokemiska skillnaderna är så stora i förhållande till den lokala variationen. Vid miljötillståndsklassningen med vattenmossa, se tabell 2, rekommenderar Naturvårdsverket att bedömningen bör göras från tre fältmätningar. Erfarenheten från Dåva visar att hösten 2001 var extremt nederbördsrik med lokala översvämningar som följd medan hösten 2002 var mer normal. Hösten 2003 blev sedermera onormalt torr. Ur den synvinkeln kan 2002 års mätning betraktas som resultat från relativt normala väderförhållanden. I tabell 10.3 redovisas en jämförelse mellan mätningen gjord 2001 och 2002.

10.4.1 Koppar

Kopparhalten i naturliga vatten är vanligtvis en reflektion av förekomsten av lösligt koppar i omgivande berg- och jordarter. I den biogeokemiska kartan över landet framträder mindre vattendrag i lågområden under HK (högsta kustlinjen) med förhöjda kopparhalter. Förklaringen är urlakning från finsediment som havet utbildade innan landhöjningen hann att återerövra landskapet till dagens kustlinje. I finsediment kan även lager av sulfidjordar förekomma, vilket lokalt kan ge betydande tillskott av vissa metaller till vattendragen.



Kartbild 2. Koppar i biogeokemiska prov runt Umeå och Sävar.



Kartbild 3. Kopparskoncentrationer i transplanter (2002) och bäckvattenväxter (2001) vid Dåva.

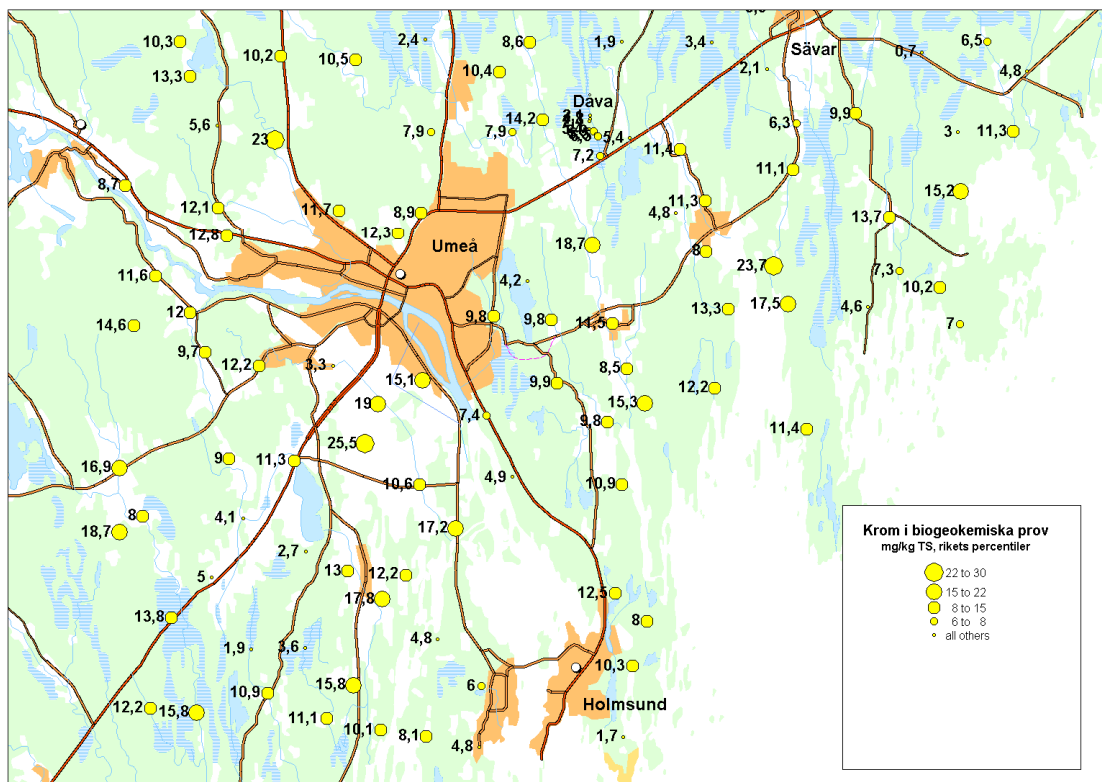
Kartbilden över Umeå-Sävar visar att kopparhalten kring tätorterna pendlar mellan 20 – 50 mg/kg TS. Inom de högre partierna i terrängen faller kopparhalten under 20 mg/kg TS. I jämförelse med övriga riket framstår dessa bakgrundshalter som relativt höga eftersom medianen för riket ligger vid 11 mg/kg TS. Förklaringen är sannolikt att sura sulfatjordar förekommer allmänt i regionen.

I kartutsnittet över Dåva, bild 3 uppvisar transplantaten från hösten 2002 en lokal påverkan i närheten av industritomten inklusive provvägen. Halten 50,3 kommer från ett mindre tillflöde som avvattnar östra delen av provvägen och marken där värmeverket är uppfört. Haltskillnaden mellan nedströms och uppströms proven (28,8 – 9,5) är 19,3 mg/kg TS. Denna skillnad kan betraktas som en anomali i förhållande till omkringliggande vattendrag. Storleken på kopparanomalin är i nivå med de vattendrag som påverkas av sura sulfatjordar. Källan till kopparförhöjningen vid Dåva kan sannolikt härledas till avfallshanteringen. Provpunkten 844 (39,4 mg/kg TS) ligger uppströms provvägen men nedströms avfallsupplaget.

10.4.2 Krom

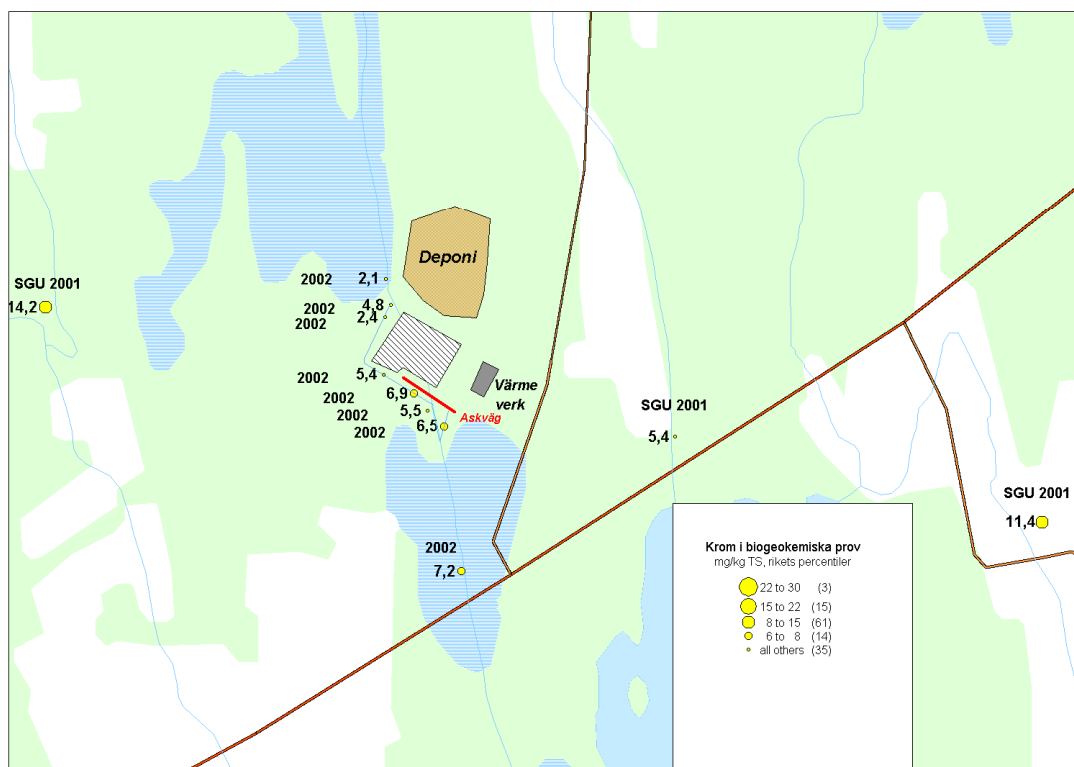
Krom förekommer i naturen i nära anslutning till kiselsyrafattiga bergarter såsom grönstener. I den biogeokemiska kartan är det vanligt att krom utbildat distinkta anomalier av lokal karaktär. När dessa uppträder i nära anslutning till tätorter brukar de vara förorsakade av läckage från deponier.

Kartbilden över Umeå-Sävar uppvisar varierande kromhalter mellan 3 – 25,5 mg/kg TS. Provet med den högsta halten (25,5 mg/kg TS) är sannolikt påverkat av verksamheter uppströms, i detta fall mekaniska verkstäder, kartbild 4.



Kartbild 4. Krom i biogeokemiska prov runt Umeå och Sävar.

I den biogeokemiska kartläggningen ligger Däva mellan två vattendrag med kromhalterna på 14,2 och 5,4 mg/kg TS, se bild 5. Med interpolation skulle Däva erhålla en kromhalt kring ca 9 mg/kg TS på den biogeokemiska kartan. Nu är Däva provtaget och har mätresultat mellan 2,1 och 7,2 mg/kg TS. Enligt Naturvårdsverkets klassning ökar kromhalten från klass 2, låg halt (1,5 – 3,5) till klass 3, måttligt hög halt (3,5 – 10). Den naturliga variationen i regionen visar att kromhalter upp till 9 mg/kg TS inte skulle uppfattas som anomala. Den mätning som är gjord visar att kromhalten ökar vid Däva till en nivå som är normalt för området.

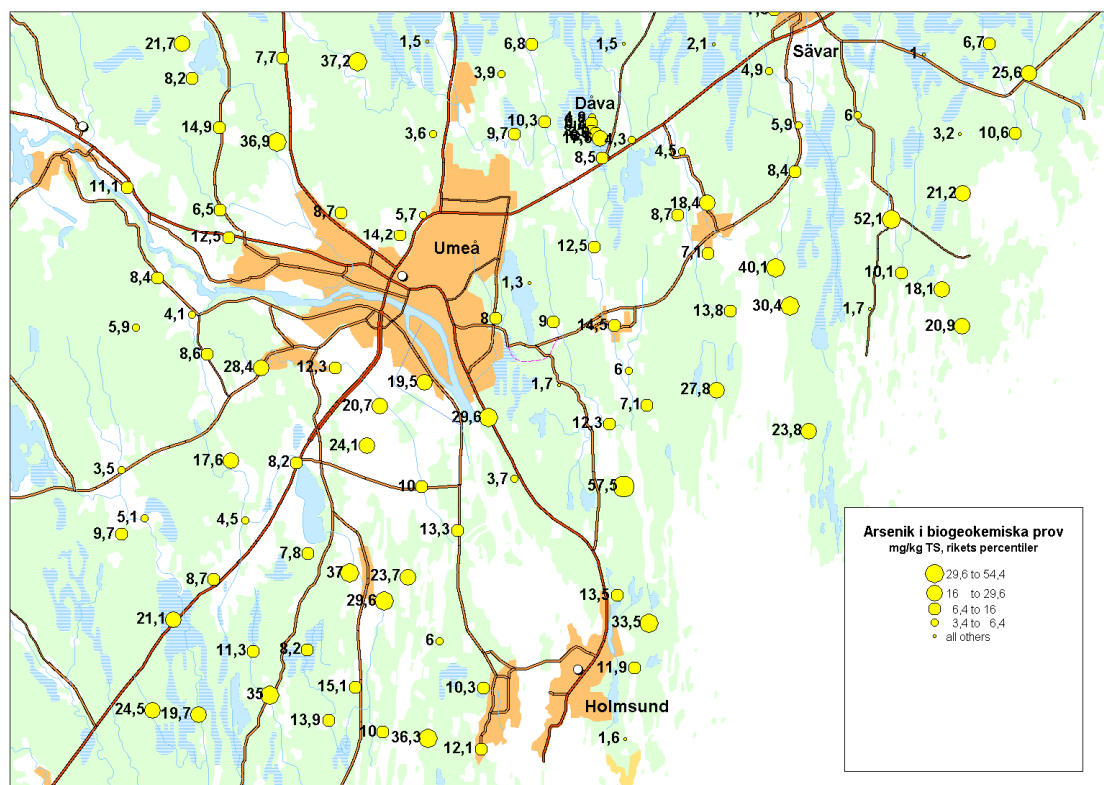


Kartbild 5. Krom i transplantat (2002) och i bäckvattenväxter (2001) och Dåva.

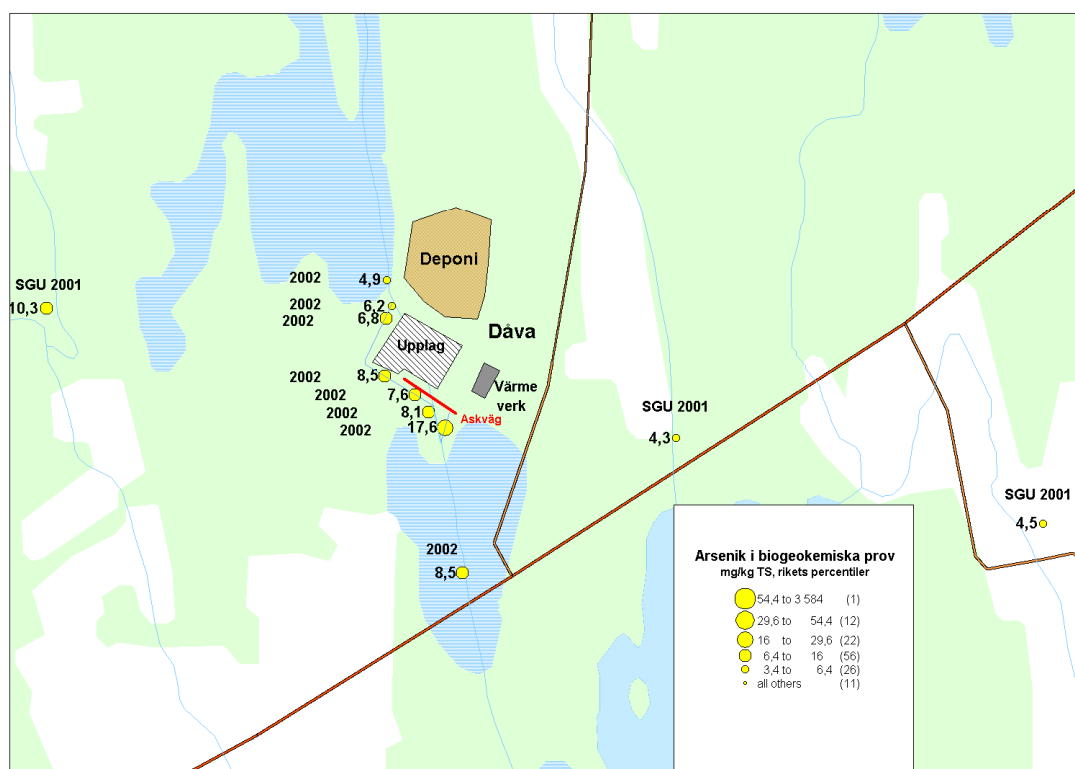
10.4.3 Arsenik

Arsenik tillhör den grupp tungmetaller som mycket lätt lakas ut i samband med vittring. I berggrunden förekommer arsenik vanligtvis tillsammans med svavelförande mineral s k sulfidmineral. I kartbild 6 kan man se en tydlig trend med förhöjda halter utefter kusten. Motsvarande trend går inte att skönja i berggrundskartan eller i markgeokemiska kartan över arsenik i moränjordar (Rapp&Medd nr 85). Förklaringen är sannolikt urlakning från lerjordar där landhöjningen tillsammans med effektiva dikningsmetoder inom jordbruket har inneburit ökade möjligheter för metaller att lakas ut. Vårt grannland Finland har likartade problem med urlakning från sulfidleror som bl a har inneburit negativa konsekvenser för det kustnära fisket. Omfattande dikningskampanjer inom det kustnära odlingslandskapen har bidragit till att problemen har förvärrats.

I bild 7 kan man se att arsenikhalten i bäckfåran ökar från 4,9 till 8,5 mg/kg TS efter passagen av Dåva.



Kartbild 6. Arsenik i biogeokemiska prov runt Umeå och Sävar.

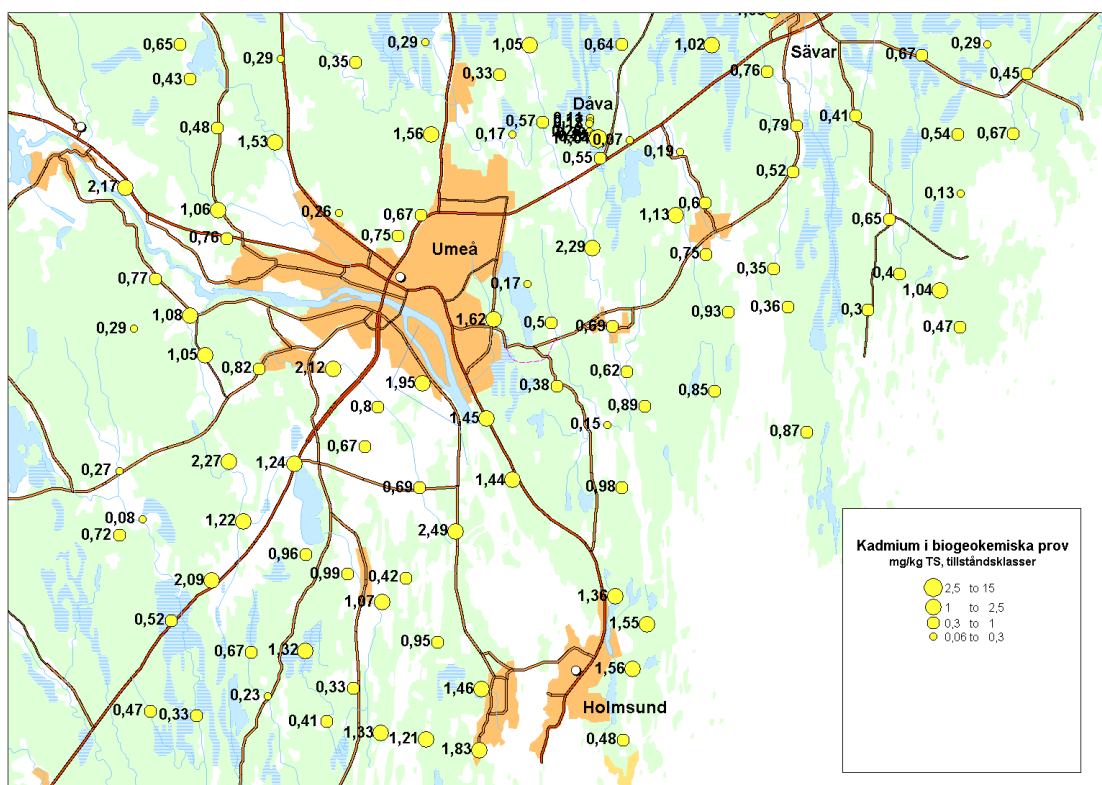


Kartbild 7. Arsenik i transplantat (2002) och i bäckvattenväxter (2001) vid Däva.

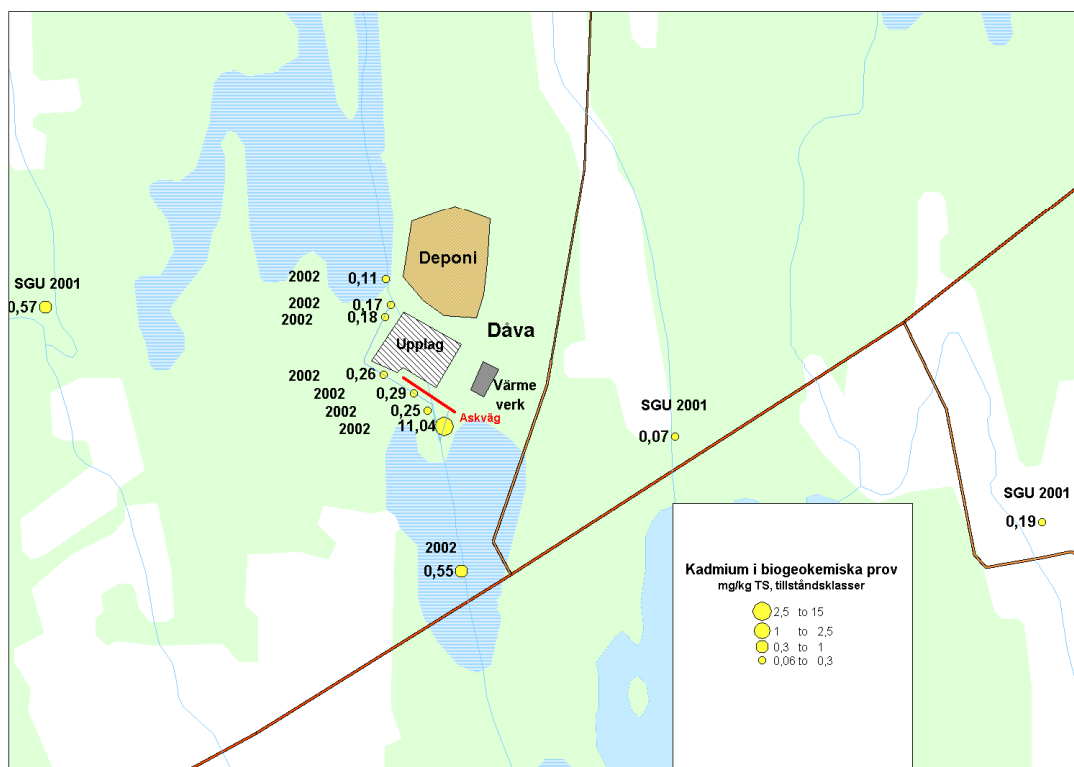
10.4.4 Kadmium

Kadmium och zink förekommer vanligtvis tillsammans i naturen p g a stora kemiska likheter. Studerar man geokemiska kartor för respektive element ser man att de följer varandra tämligen väl. Den naturliga källan till kadmium i vattendragen är svavelförande mineral i berg och jordlager. Eftersom kadmium är ett hälsovådligt element bör man beakta var förhöjda halter kan tänkas inverka på verksamheter som leder till exponering för människan t ex vattentäkter och odlingsmark. Eftersom halten kadmium i den biogeokemiska kartan representerar vad som lakas ut i vattendragen, är det inom avrinningsområdet uppströms provlokalen som metallkällan bör sökas. Avfall och sopor i vattendragen har varit en relativt ovanlig företeelse i områden utanför själva tätorterna.

I kartbild 8 är klassindelningen gjord efter Naturvårdsverkets tillståndsklasser, där den minsta cirkeln är klass 1 (mycket låg halt) till den största cirkeln som är klass 4 (hög halt). Man kan i kartbilden se att frekvensen av högre halter är större i närheten av tätbefolkade områden.



Kartbild 8. Kadmium i biogeokemiska prov runt Umeå och Sävar.

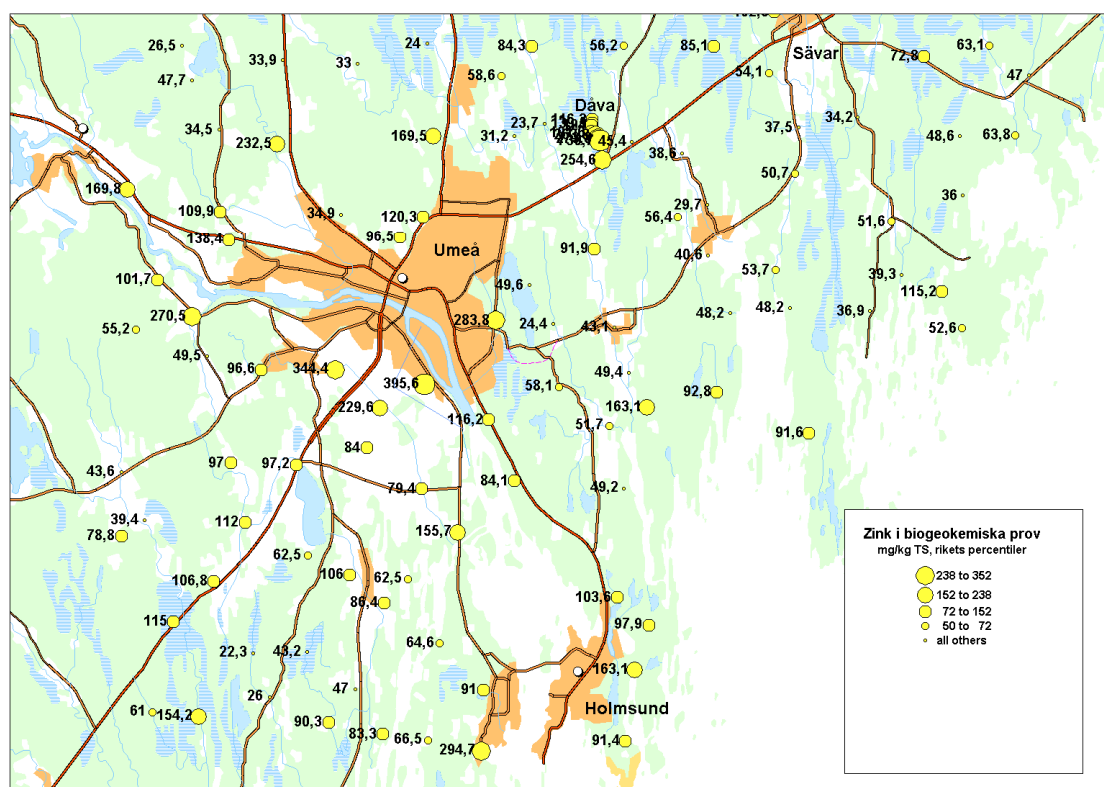


Kartbild 9. Kadmium i transplantat (2002) och i bäckvattenväxter (2001) vid Dåva.

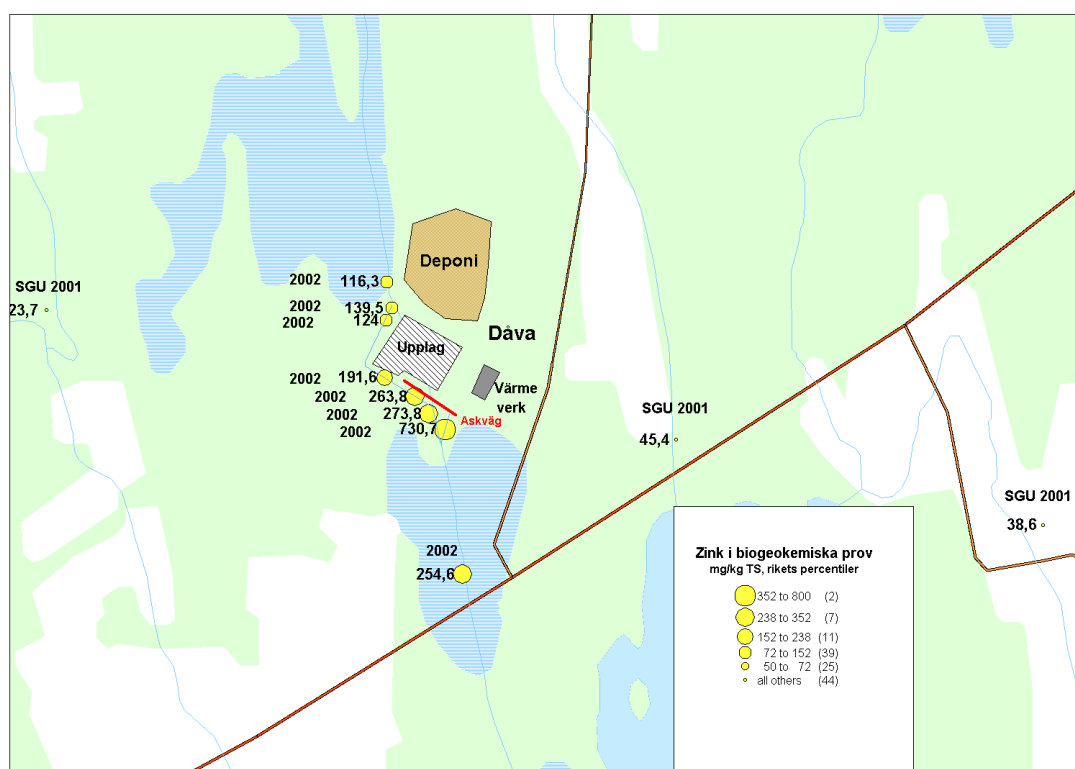
I likhet med andra metaller kan man notera att kadmiumhalten ökar i bäckvattnet vid passagen av Dåva industriområde. Man kan skönja att det mindre flödet från östra delen av provvägen (11,04 mg/kg TS) har en nivåhöjande effekt på det vatten som lämnar området söderut (0,55 mg/kg TS). Enligt tillståndsbedömningen påverkar Dåva bäckens kadmiumhalt från klass 1 till klass 2, alltså från mycket låg halt till låg halt. Den lokala påverkan i det mindre tillflödet är i nivå med klass 4, hög halt.

10.4.5 Zink

I kartbilden 10 kan man notera att tätorten Umeå sammanfaller med förhöjda zinkhalter. Eftersom Umeå underlagras av sulfidlera kan ett visst bidrag var knutet till dessa naturliga lager. Att tydligt särskilja den naturliga bakgrunden från tillskott från antropogena källor kan vara besvärligt när många olika verksamheter förekommer inom dräneringsområdet, speciellt i en regional undersökning med gles provtäthet.



Kartbild 10. Zink i biogeokemiska prov runt Umeå och Sävar.



Kartbild 11. Zink i transplantat (2002) och i bäckvattenväxter (2001) vid Dava.

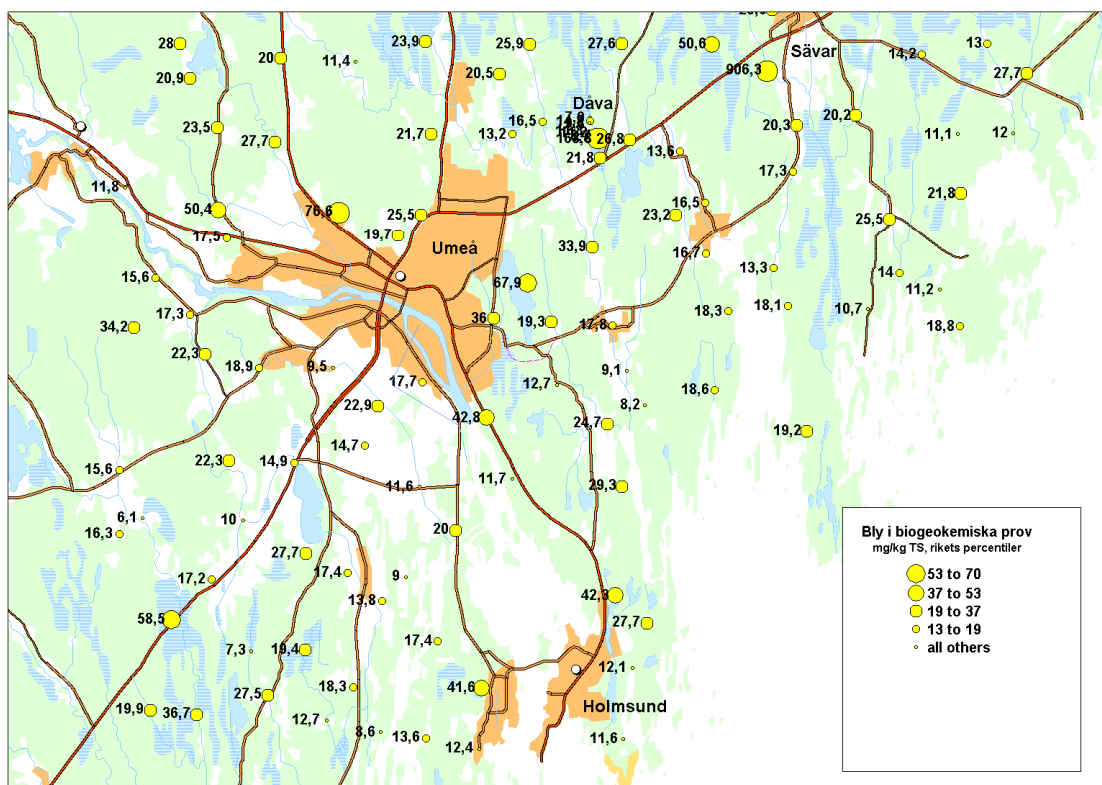
Den regionala bakgrunden från den biogeokemiska kartan (SGU 2001) visar på zinkhalter kring 30 till 40 mg/kg TS. Uppströms provet vid Dåva visar på en högre halt (116,3) är sannolikt naturligt eftersom prov längre upp i Bäcksjöbäcken, utanför kartbil- den har zinkhalter över 100 mg/kg TS. I likhet med andra metaller kan man notera att zinkhalten ökar vid Dåva och att biflödet från öster har hög halt.

10.4.6 Bly

Runt Sävar, en mil öster om Umeå, uppvisar ett flertal bäckar förhöjda halter av bly. En bäck ca 1,5 km söder om Sävar har ett extremt högt värde, 906,3 mg/kg TS bly i växt- materialet. Endast fem platser med motsvarande nivåer har hittills uppmäts i landet av totalt 37 000 undersökta vattendrag. Även Holmön framträder med ”onormalt” höga halter. I dagsläget finns ingen entydig förklaring till de höga blyhalterna.

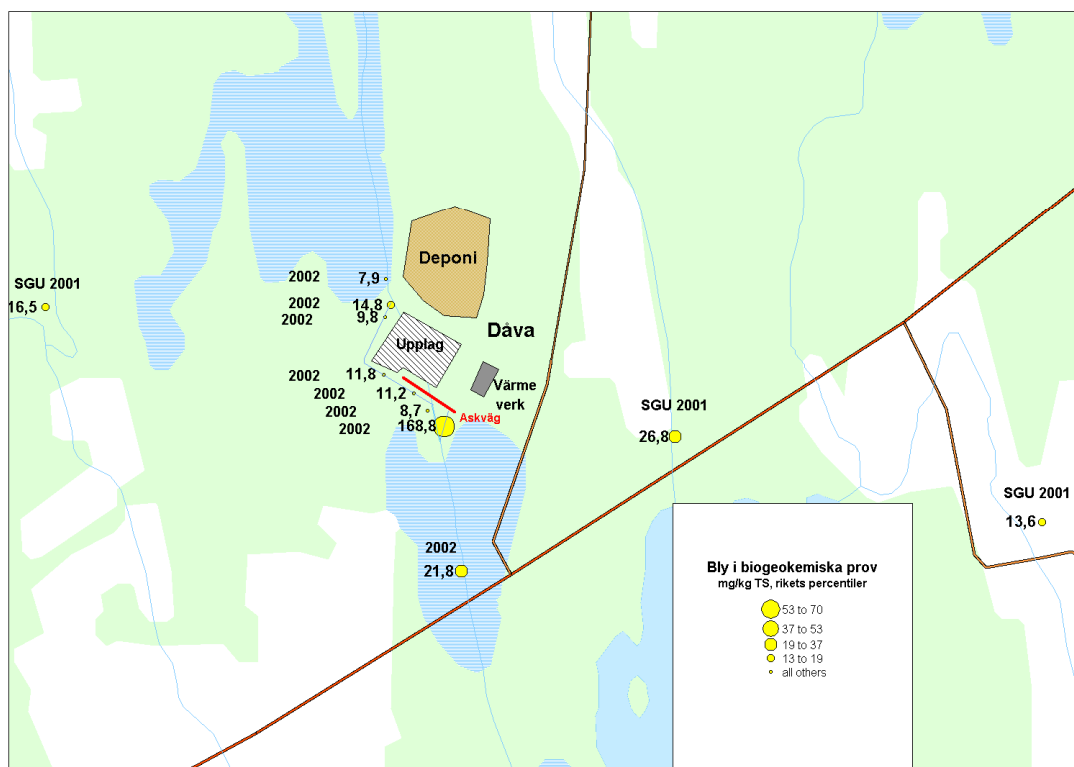
För övriga delar av undersökningsområdet kan allmänt sägas att vattendragen har för- hållandevis normala till låga halter av bly. Möjliga utsläppskällor av bly är industriell- verksamhet och vägtrafik, men i kartbilden framträder inga tydliga drag som tyder på detta. Studier visar att blyhaltigt vägdamms har en begränsad påverkan främst inom vä- gens närområde. Då vägrenen har rätt utformning och är bevuxet med gräs kommer merparten av blyutsläppen att stanna där och en mindre del når ner till själva vägdiket. Gräset som växer vid vägkanten, s k väghö innehåller vanligtvis högre halter av tung- metaller och bör inte cirkuleras vidare i näringskedjan.

Blyutsläpp från industrier får naturligtvis en större spridning. En studie över me- tallutsläpp från glasbruk och andra industrier inom Kalmar län (Ohlsson GRAP 1:1990) visar att nedfallet från rökavgaser i huvudsak faller ner inom en radie av 300 – 500 m. Det framkom också att markens beskaffenhet är av betydelse för blyets löslighet och vidare transport i marken. Utsläpp över finjordar med alkaliska markförhållanden med- för att bly får en ökad förmåga att bindas kvar i markskiktet. Vid surare markförhållan- den, t ex i barrskogsbevuxna moränjordar får däremot bly något ökad rörlighet och kan lättare transporteras vidare i mark- och grundvatten..



Kartbild 12. Bly i biogeokemiska prov runt Umeå och Sävar.

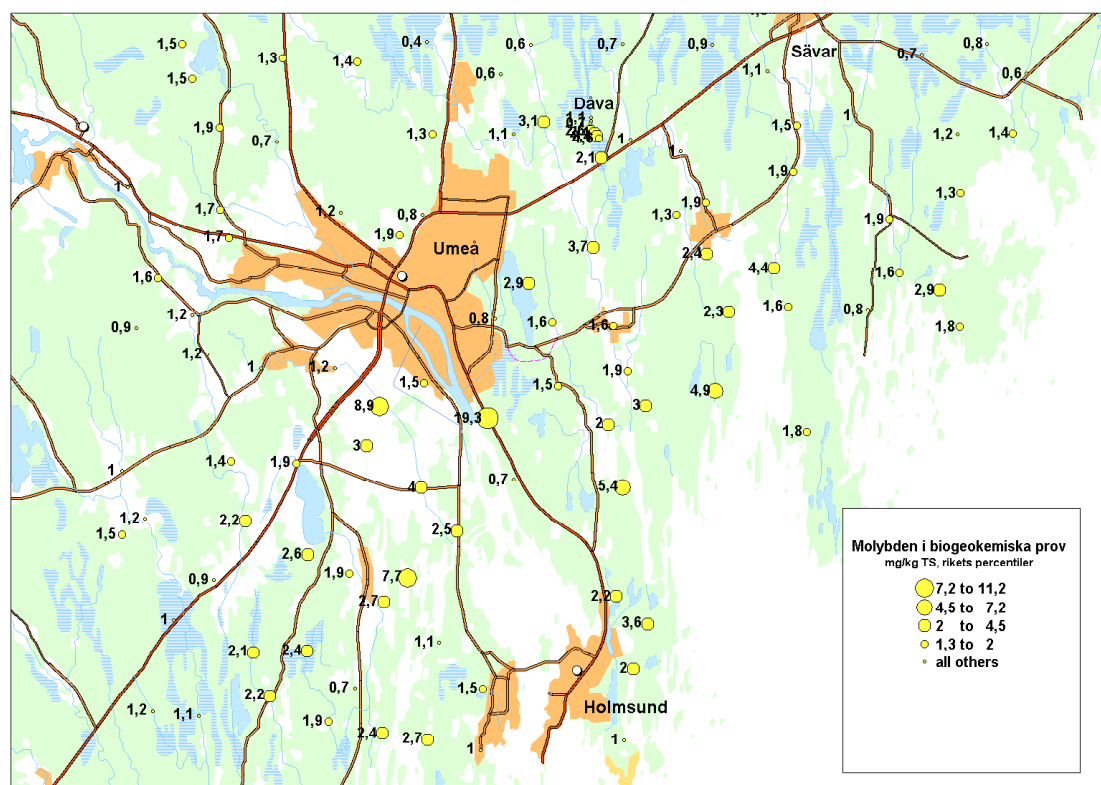
Blyhalterna i transplantaten vid Dava, kartbild 13, visar på en svag påverkan och är sannolikt mer en reflektion av den lokala variationen. Däremot verkar det mindre tillflödet från östra delen vara kraftigt förhöjt med även bly, klass 5 mycket hög halt. Sannolikt är detta tillflöde en bidragande orsak till att nedströms provet strax innan E4 har halten 21,8 mg/kg TS. Man kan se att påverkan från tillflödet avklingar relativt snabbt till en nivå som får anses som normalt för regionen.



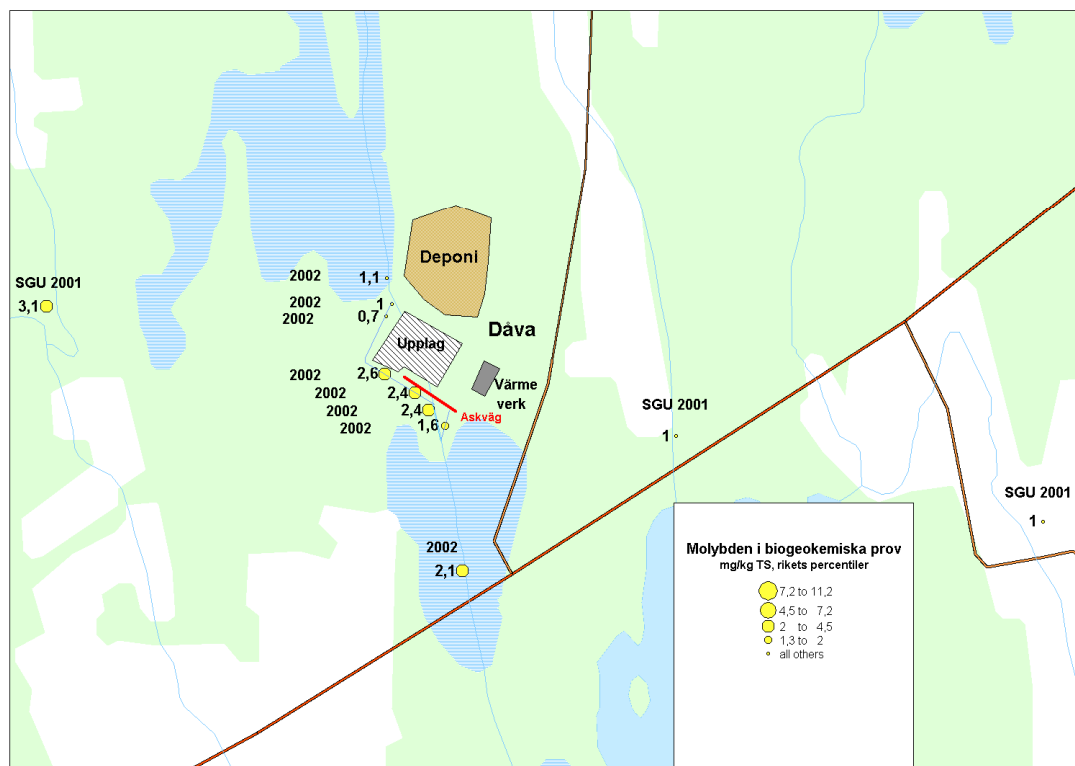
Kartbild 13. Bly i transplantat (2002) och i bäckvattenväxter (2001) vid Dåva.

10.4.7 Molybden

Resultaten från den biogeokemiska kartläggningen över landet visar att molybden och uran följer varandra tämligen väl. I alkaliska markförhållanden har båda metallerna lätt för att gå i lösning genom att bilda negativa joner. Man kan anta att terrängen inom Umeå-regionen domineras av pH-värden inom intervallet svagt surt till neutralt vilket ger markförhållanden där molybden blir relativt svårslösligt. Det kan vara en förklaring till de generellt låga halter av molybden, kartbild 14. De molybdenhalter som framträder strax söder om Umeå är sannolikt föroreningar från mänskliga aktiviteter, som rökavgas eller läckage från petroleumprodukter.



Kartbild 14. Molybden i biogeokemiska prov runt Umeå och Sävar.

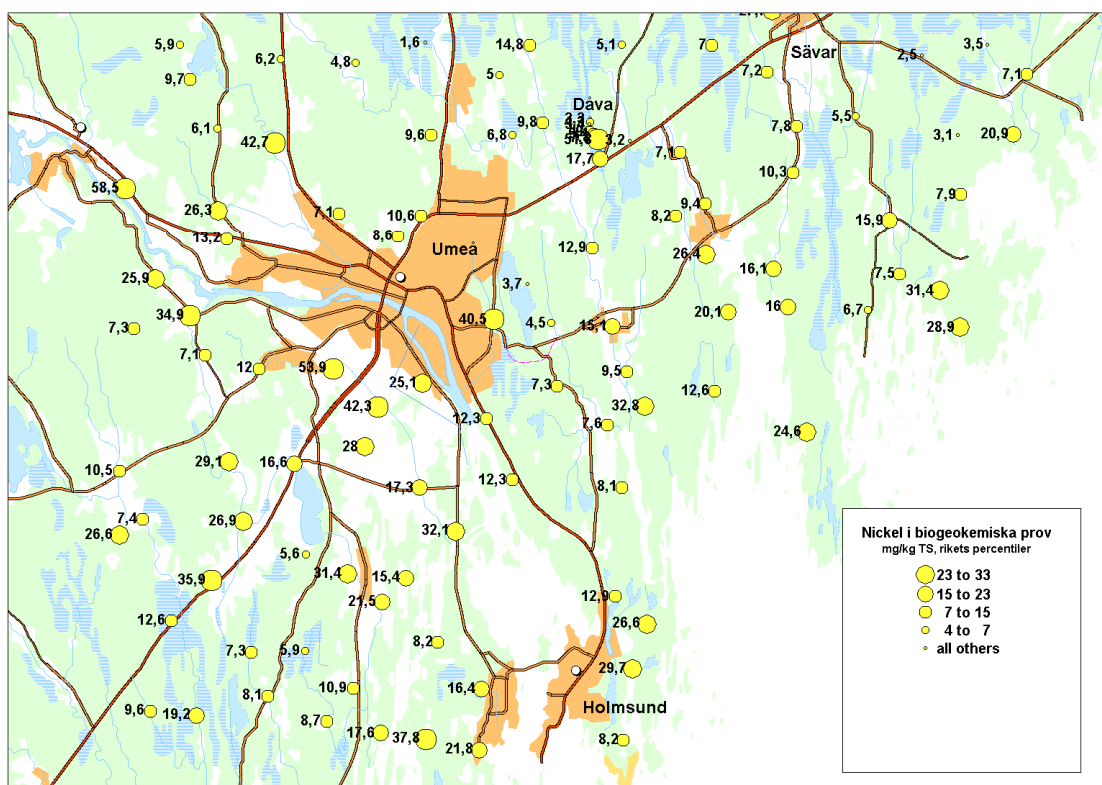


Kartbild 15. Molybden i transplantat (2002) och i bäckvattenväxter (2001) vid Däva.

Man kan se i proven från den biogeokemiska kartan (SGU 2001) att bakgrunds-nivån kring Dåva ligger mellan 1 – 3,1 mg/kg TS. Vid passagen av upplaget och provvägen sker en viss höjning av molybdenhalten från ca 1 till 2,4, vilket är en fördubbling, men ändå i nivå med vad som förväntas vara bakgrundnivå för området. Man kan notera att tillflödet har låg halt av molybden.

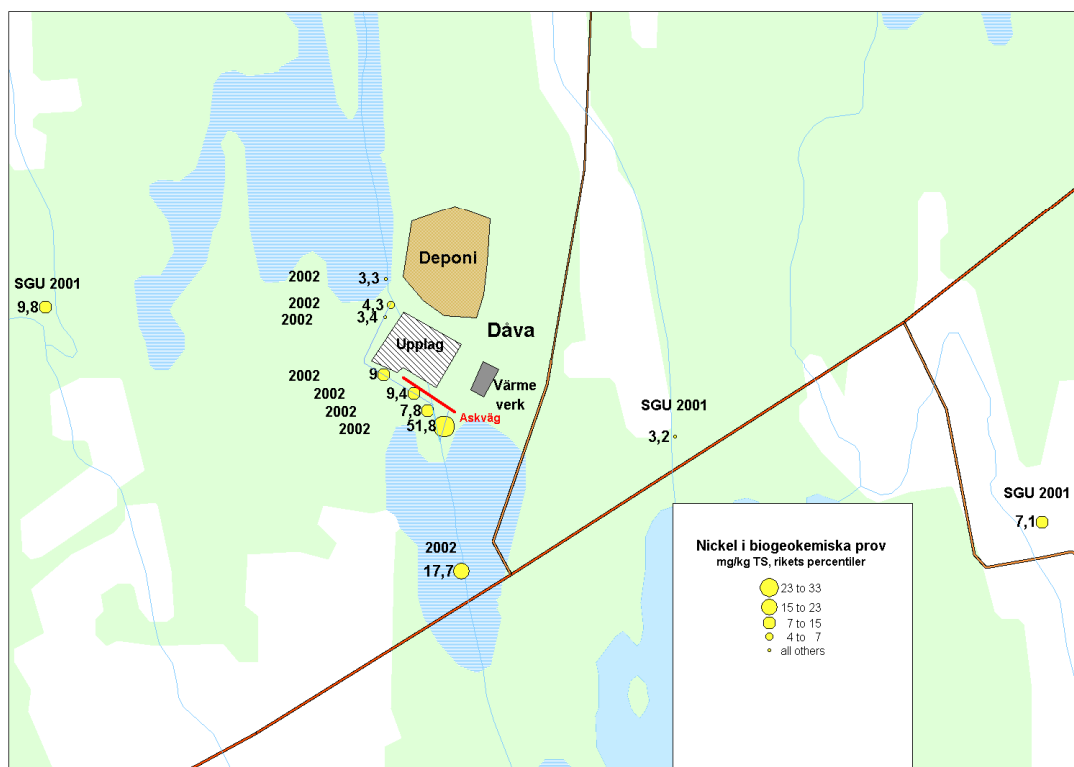
10.4.8 Nickel

Nickelkartan har gemensamma drag med kromkartan. Geologiskt kan detta förklaras med att de förekommer tillsammans i basiska (kvartsfattiga) bergarter. Förhöjda nickelhalter som förekommer i områden över högsta kustlinjen har troligen sin källa från just basiska bergarter. Även sulfidmineraliseringar kan innehålla nickel. I borrkärnor från borrhningar strax norr om undersökningsområdet har nickelmineralet pentlandit (Fe,Ni)S påträffats tillsammans med andra sulfidmineral. Vad som särskiljer nickelkartan från kromkartan är höga halter av nickel utefter kustbandet. Geologiskt sammanfaller kustbandet med utbredningen av finsediment där inlagring av sura sulfatjordar kan förekomma. Även om krom skulle förekomma i finsedimenten lakas de inte lika lätt som nickel, eftersom krom vanligtvis förekommer i relativt svårvittrade mineral.



Kartbild 16. Nickel i biogeokemiska prov runt Umeå och Sävar.

Vid Dåva sker ett tillskott av nickel från 3,3 till 17,7 mg/kg TS. Vid passagen av upplaget och provvägen höjs metallhalten i bäcken ca 3 ggr till 9 mg/kg TS. Efter att tillflödet från öster har anslutit till bäcken höjs nivån ytterligare till 17,7 mg/kg TS strax norr om E4. Det tyder på att tillflödet från öster har betydelse för metalltransporten från Dåva området. Tillflödets nickelhalt på 51,8 mg/kg TS bedöms som en hög halt (klass 4).



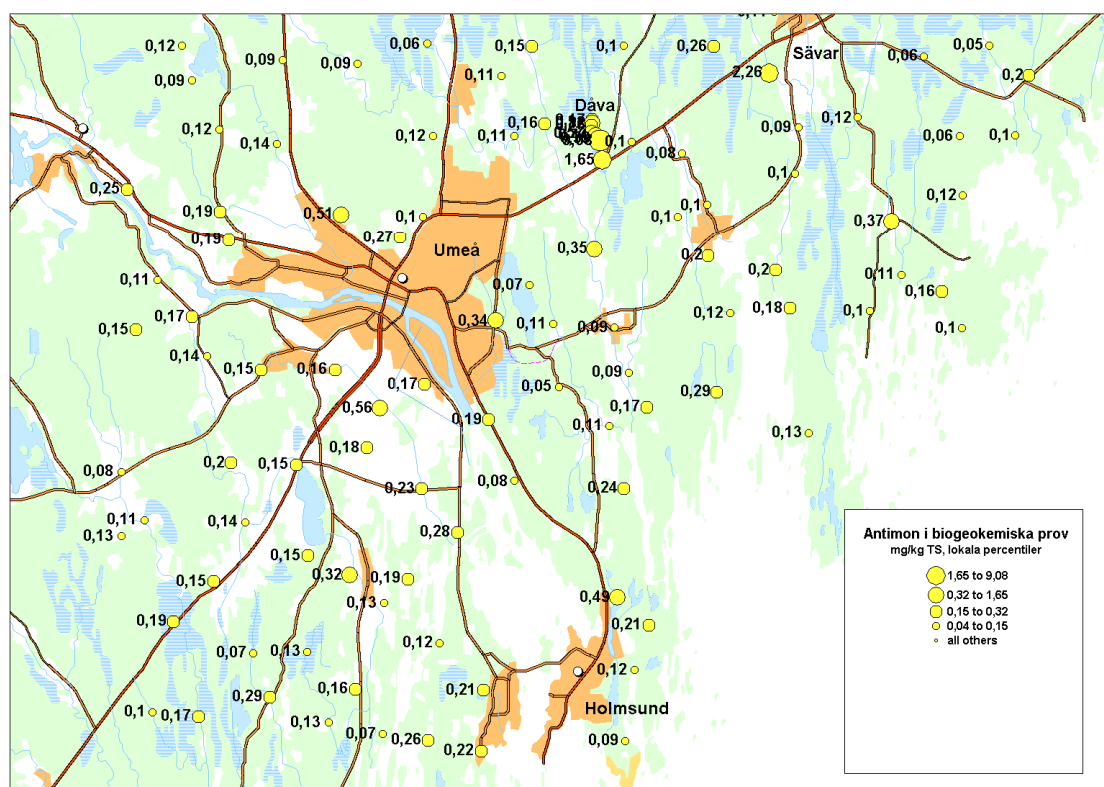
Kartbild 17. Nickel i transplantat (2002) och i bäckvattenväxter (2001) vid Dåva.

10.4.9 Antimon

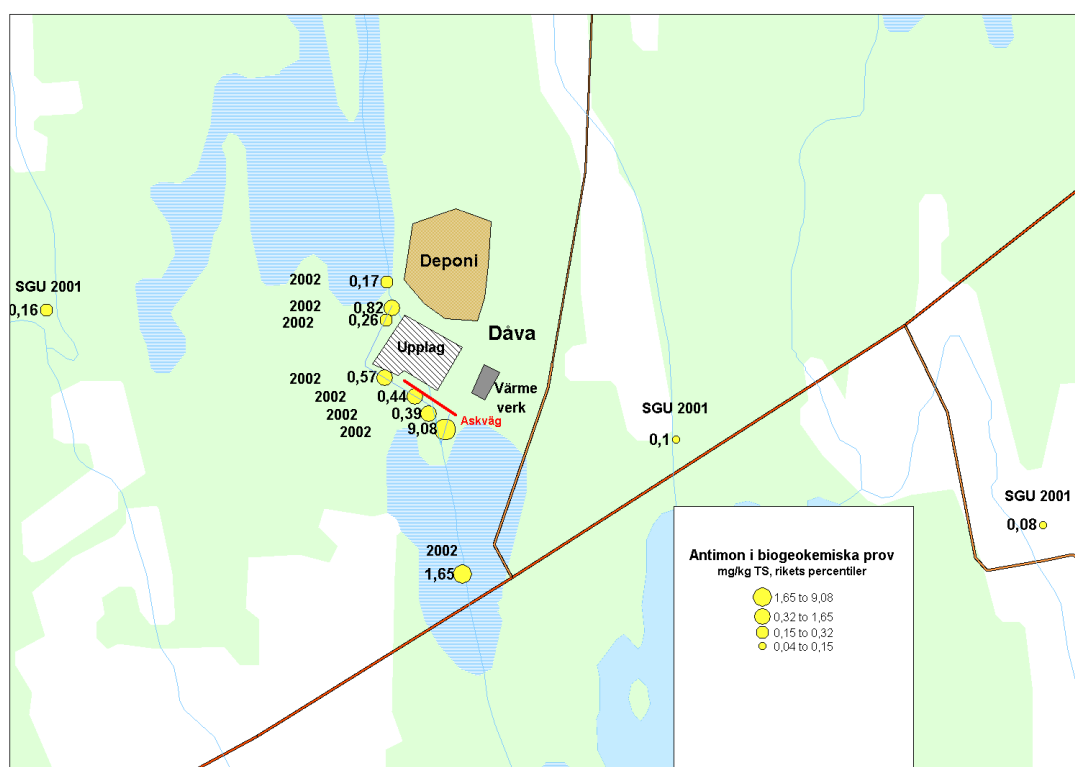
Halvmetallen antimon förekommer i flera produkter som idag har en bred spridning bland samhällets konsumenter. En vanlig förekomst är Sb_2O_3 i flamskyddsmedel som används inom flera branscher som elektronik (datorer, TV), inredningar i fordon, kablar, byggmaterial och textilier. Kemiskt innebär kraftig upphettning att Sb_2O_3 reagerar med halogenföreningar och bildar ämnet antimontriklorid, som då blir en restprodukt. Inom plastindustrin används antimon som katalysator vid produktion av polyesterplast. Analys av polyesterplast har givit halter av antimon inom intervallet 150 – 350 mg/kg (Otto och Berger, 2001).

I naturen förekommer antimon i nära association med arsenik. Gemensamt för båda är att de ingår i svavelförande mineraler som sulfider. Tyvärr saknas ingående studier om hur antimon uppträder i biosfären. Däremot är arsenik mer väldokumenterad och man kan anta att vissa drag är gemensamma med antimon.

Redan i kartbild 18 över Umeå och Sävar kan man se på ansamlingen av gula cirklar vid Dåva att halten av antimon är här kraftigt förhöjd. Överblickar man kartbilden framträder en trend som har likheter med arsenik. Halter över 0,2 mg/kg TS har en tendens att vara mer frekventa i närheten av tätorter.



Kartbild 18. Antimon i biogeokemiska prov runt Umeå och Sävar.



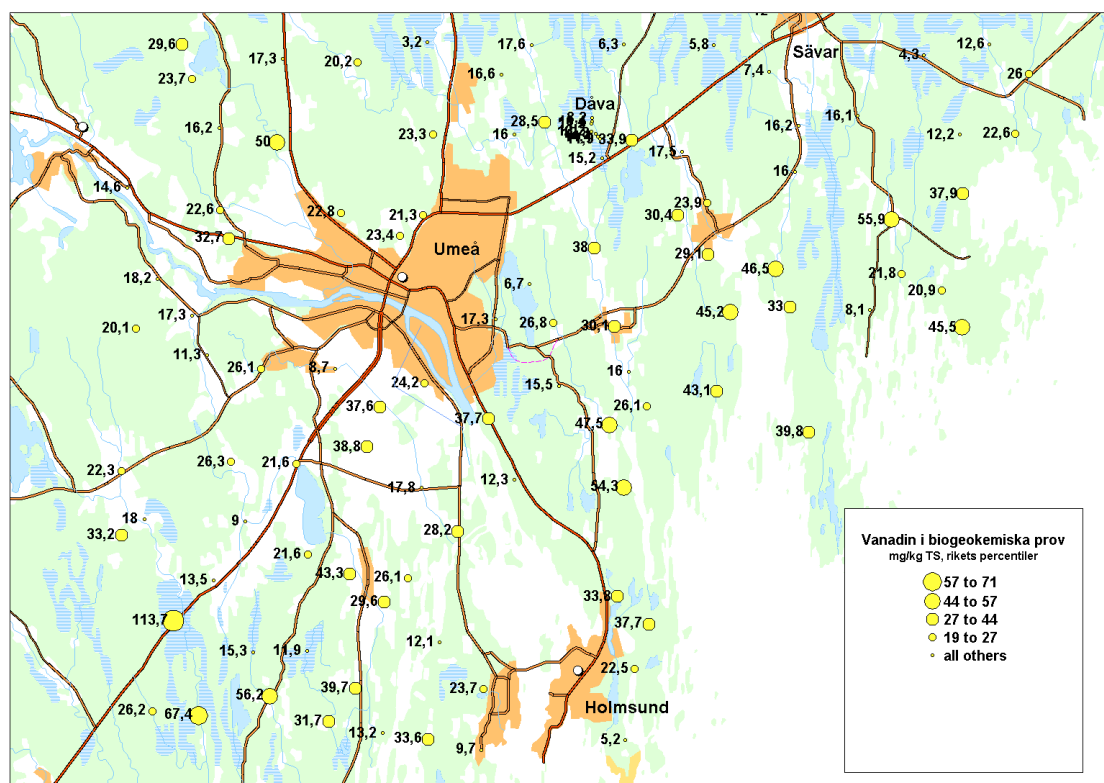
Kartbild 19. Antimon i transplantat (2002) och i bäckvattenväxter vid Dava.

Vid Dåva ser vi från den biogeokemiska kartan (SGU 2001) att bakgrunden för antimon ligger i nivån mellan 0,08 – 0,16 mg/kg TS. Prov strax norr om E4 som dränerar av hela industriområdet har en halt som är 10 ggr bakgrunden. De övriga proven vid Dåva uppvisar en trend som återkommer hos andra metaller, en nivåhöjning vid passagen av upplaget och provvägen och ett maxvärde i tillflödet från östra delen av provvägen.

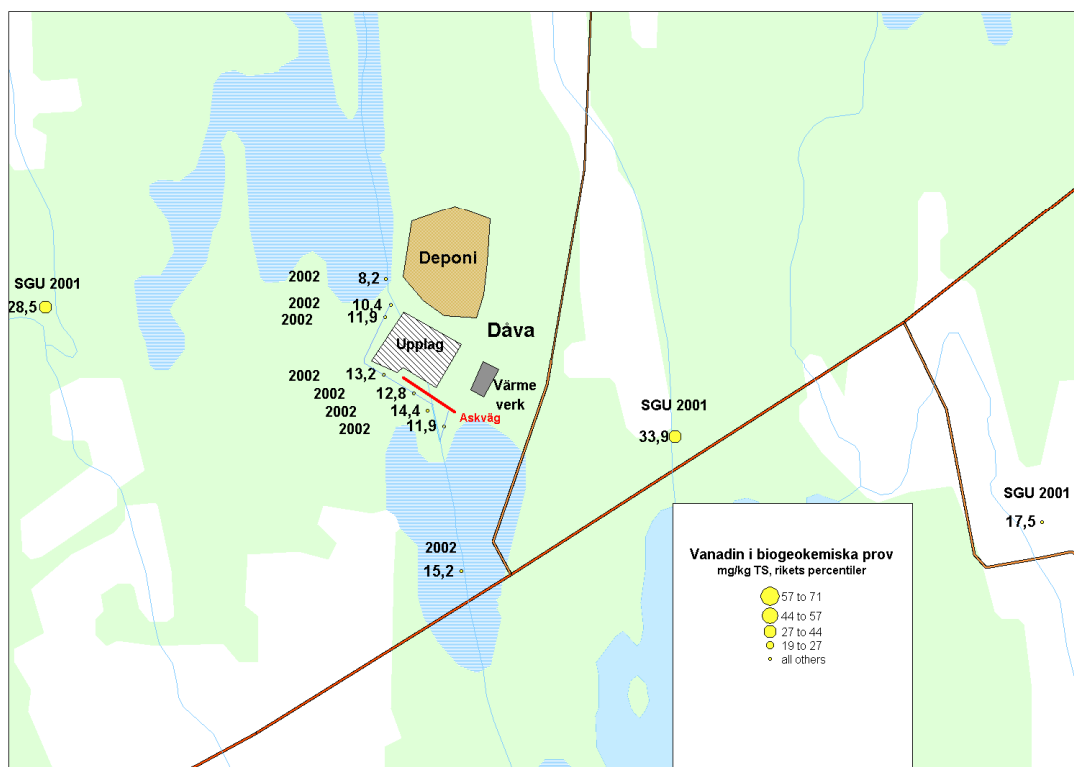
10.4.10 Vanadin

Förhöjda halter av vanadin i miljörelaterade undersökningar förknippas vanligtvis med hantering av olika petroleumprodukter. I den biogeokemiska kartan över landet framträder inga mönster som tyder på att förbränning av fossila bränslen skulle vara en betydande spridningskälla av vanadin. Den största spridningskällan av vanadin till landets marker och vattendrag är vittringen från basiska bergarter.

I likhet med flera andra tungmetaller förekommer även vanadin med förhöjda halter utefter kustremsan söder om Umeå. Skillnaden här är att finsedimenten inte är den dominerande spridningskällan av vanadin. Studerar man mönstren mer noggrant finner man att förhöjningarna är koncentrerade till de basiska partierna i berggrunden. Även i övriga delar av undersökningsområdet är förhöjda vanadinhalter koncentrerade till områden med basiska bergarter.



Kartbild 20. Vanadin i biogeokemiska prov runt Umeå och Sävar.

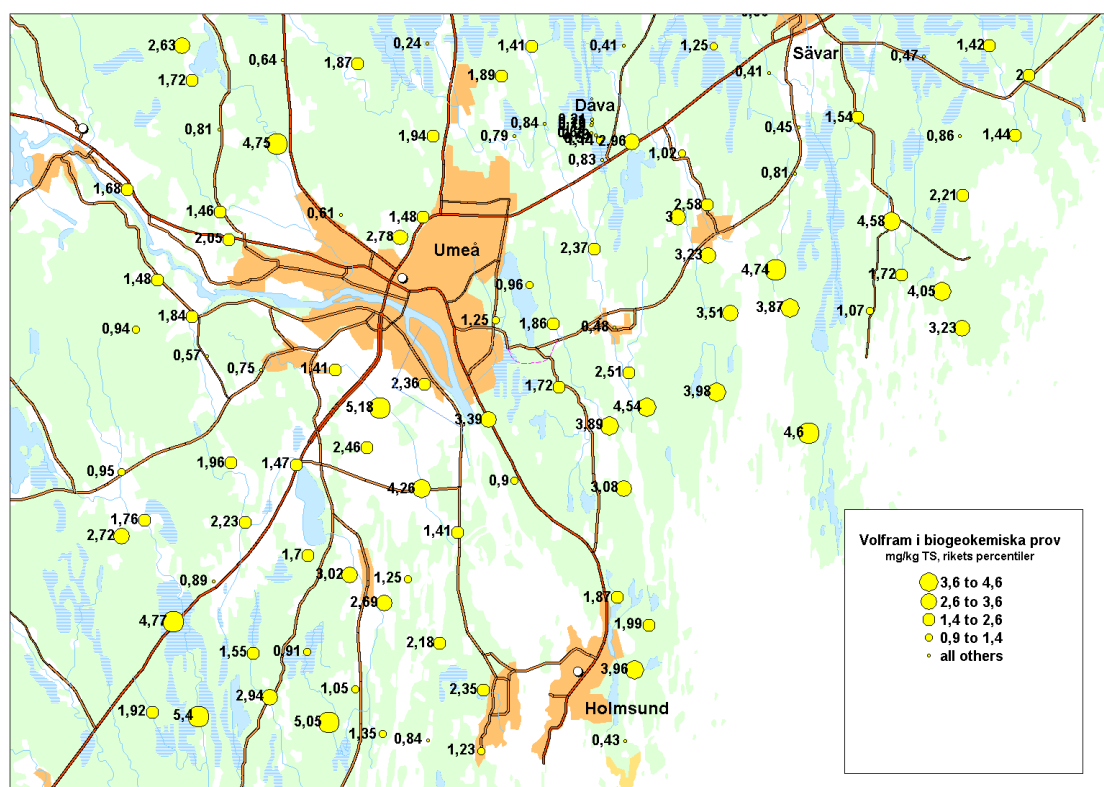


Kartbild 21. Vanadin i transplantat (2002) och i bäckvattenväxter (2001) vid Däva.

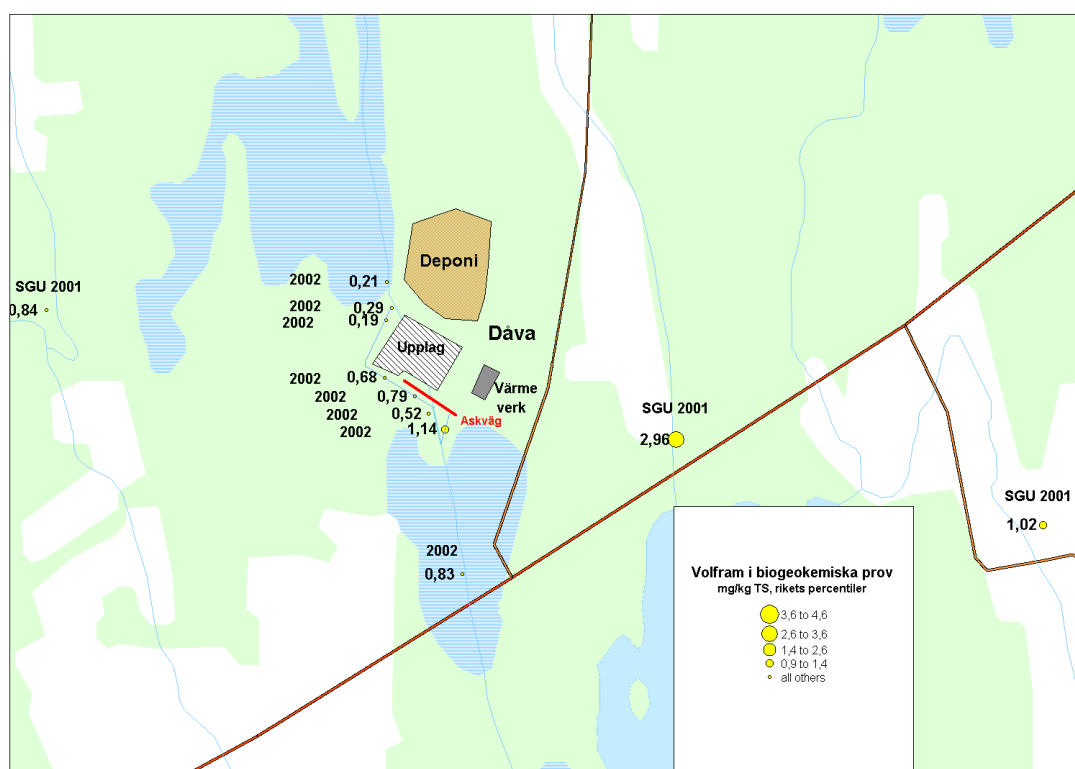
10.4.11 Volfram

Allmänt förekommer volfram i kiselsyrarika bergarter och ofta tillsammans med molybden. Medelhalten av volfram i jordskorpan är högre än för t ex arsenik, vilket inte direkt framgår när man jämför de biogeokemiska resultaten. Orsaken är att volfram bildar svårslösliga mineral som inte påverkas av vittring i samma utsträckning som sulfidmineral. Spår av volfram kan dock förekomma i flertalet sulfidmineral som arsenikkis, blyglans och zinkblände. Sannolikt är det volfram från dessa sulfider som till stor del framträder i de biogeokemiska resultaten eftersom lakbarheten är avgörande för metallhalten i vattendragen.

Utefter kustområdet vid Umeå kan man notera förhöjda halter av volfram som starkt påminner om påverkan från sura sulfatjordar. Möjligen kan man anta att andra icke sulfidförande finsediment kan vara källan till volfram. I övriga områden kan man notera en viss följsamhet i mönstren till andra metaller som arsenik och vanadin. Detta tyder på att volfram har viss koppling till de sulfidförekomster som förekommer lite här och var i kartbilden.



Kartbild 22. Volfram i biogeokemiska prov runt Umeå och Sävar.



Kartbild 23. Volfram i transplantat (2002) och i bäckvattenväxter (2001) vid Dava.

För att öka överskådligheten av metallresultaten redovisas i tabell 10.1 skillnader och kvoter mellan prov uppströms och nedströms vid Dåva, alltså provid 58 841 respektive 58 848. Den regionala bakgrunden är hämtad från den biogeokemiska kartan och då främst från SGU-proven 56: 401, 502 och 533, se provnummer karta över Dåva (kartbild 1).

Tabell 10.1. Skillnader och kvoter för prov uppströms respektive nedströms och den regionala bakgrunden av halter i bäckvattenmossa.

Metall	Uppströms	Nedströms	Nedstr.-uppstr.	Nedstr./uppstr.	Regional bakg.	Nedstr./reg.bakg.
Enhet	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	Kvot	mg/kg TS	kvot
Koppar	9,5	28,8	19,3	3	7 _ 17	4,1 _ 1,7
Krom	2,1	7,2	5,1	3,4	5 _ 14	1,4 _ 0,5
Arsenik	4,9	8,5	3,6	1,7	4 _ 10	2,1 _ 0,8
Kadmium	0,11	0,55	0,44	5	0,07 _ 0,57	7,8 _ 1,0
Zink	116	254	138	2,2	24 _ 45	10 _ 5,6
Bly	7,9	21,8	13,9	2,8	15 _ 27	1,5 _ 0,8
Molybden	1,1	2,1	1	1,9	1 _ 3,1	2,1 _ 0,7
Nickel	3,3	17,7	14,4	5,4	3 _ 10	5,9 _ 1,8
Antimon	0,17	1,65	1,48	9,7	0,1 _ 0,16	16,5 _ 10,3
Vanadin	8,2	15,2	7	1,9	17 _ 34	0,9 _ 0,5
Volfram	0,21	0,83	0,62	4	0,84 _ 2,96	1,0 _ 0,3

Den regionala bakgrunden representeras i tabellen som ett haltintervall beräknad efter resultat från SGUs biogeokemiska karta från provpunkter nära Dåva. Vid en interpolation från den biogeokemiska kartan skulle Dåva hamna någonstans i mitten av intervallet. I kolumnen över kvoten mellan nedströms provet och regional bakgrunden redovisar beräkning för både nedre och övre nivån av bakgrunden.

Tabellen visar att samtliga metaller har högre halt i nedströms provet än i uppströmsprovet, från 1,7 ggr för arsenik till 9,7 ggr för antimon. Metallhalten i uppströmsprovet för krom, bly, vanadin och volfram är lägre än den lägsta haltnivån för den regionala bakgrunden och det förhöjda nedströms provet når inte över den övre nivå för den regionala bakgrunden. Det innebär att kvoten ensamt inte kan användas som bedömningsgrund utan mer som ett mått på förändring av metallhalten efter att vattnet har passerat Dåva. Förklaringen till att uppströmsprovet uppvisar lägre halt av vissa metaller än den regionala bakgrunden kan bero på att bäckvattnet har passerat genom orörda myrmarker innan det når fram till Dåva. Erfarenheter från den biogeokemiska kartläggningen visar att myrmarker har en renande effekt beroende på att vissa metaller fastläggs i kontakten med det organiska materialet i myren.

För metallerna antimon, zink, nickel och koppar uppvisar nedströms provet högre halt än den övre nivån av den regionala bakgrunden och dessa prover ger upphov till en lokal geokemisk anomali på den biogeokemiska kartan,

För vissa metaller har Naturvårdsverket upprättat bedömningsgrunder efter metallhalten i vattenmossa. Den s.k. tillståndsklassningen går från klass 1, mycket låg halt till klass

5, mycket hög halt och gäller för hela landet. I tabell 10.2 presenteras tillståndsklasser över de metaller som ingår i Naturvårdsverkets bedömning och där upp- och nedströms proven från Dåva är placerade under respektive klass.

Tabell 10.2 visar att passagen förbi Dåva medför att metallhalten hoppar upp en klass. För krom, koppar, bly, och zink innebär att metallhalten går upp från klass 2 till klass 3 medan arsenikhalten går från klass 3 till klass 4. Enligt denna bedömningsgrund är en arsenikhalt på 8,5 mg/kg TS en miljörisk. Vid jämförelse med den biogeokemisk kartan får man en bedömning till vad som mer allmänt benämns som platsspecifik bakgrundsnivå. Den utgår från mätningar gjorda i nästan alla mindre vattendrag och där den uppmätta haltvariationen bestämmer vilken bakgrund som bör råda vid själva undersökningsplatsen. Ur den synvinkeln kan man säga att halten 8,5 mg/kg TS arsenik är en normal halt för Dåva men ur biologisk synvinkel kan halten vara en miljörisk. Betraktar man kartutsnittet över Umeå och Sävar (kartbild 6) framträder vattendragen med arsenikhalter inom intervallet 2 – 40 mg/kg TS även i områden som kan betraktas som relativt orörda. Om man går norrut till Västerbotten i den biogeokemiska kartan så finner man att den naturliga bakgrunden av arsenik ligger över 100 mg/kg TS. Där är det sulfidmineral i berggrund och jordarter som är källan till höga arsenikhalter i miljön.

Tabell 10.2. Tillståndsklasser för vattenmossa över metaller ingående i Naturvårdsverkets bedömning samt motsvarande halter i upp- och nedströms proven från Dåva.

	Naturvårdsverkets tillståndsklasser för vattenmossa				
	klass 1	klass 2	klass 3	klass 4	klass 5
	mkt låg halt	låg halt	måttligt hög halt	hög halt	mkt hög halt
Arsenik	< 0,5	0,5 _ 3	3 _ 8	8 _ 40	> 40
Dåva			4,9 (uppstr.)	8,5 (nedstr.)	
Kadmium	< 0,3	0,3 _ 1	1 _ 2,5	2,5 _ 15	> 15
Dåva	0,11 (uppstr.)	0,55 Nedstr.)			
Krom	< 1,5	1,5 _ 3,5	3,5 _ 10	10 _ 50	> 50
Dåva		2,1 (uppstr.)	7,2 (nedstr.)		
Koppar	< 7	7 _ 15	15 _ 50	50 _ 250	> 250
Dåva		9,5 (uppstr.)	28,8 (nedstr.)		
Nickel	< 4	4 _ 10	10 _ 30	30 _ 150	> 150
Dåva	3,3 (uppstr.)		17,7 (nedstr.)		
Bly	< 3	3 _ 10	10 _ 30	30 _ 150	> 150
Dåva		7,9 (uppstr.)	21,8 (nedstr.)		
Zink	< 60	60 _ 160	160 _ 500	500 _ 2500	> 2500
Dåva		116,3 (uppstr.)	254,6 (nedstr.)		

Hösten 2001 gjordes en mätning med näckmossa vid tre platser som också ingick 2002 års provtagning. I tabell 10.3 redovisas en jämförelse mellan de båda åren för ett antal metaller.

Tabell 10.3. Metallhalt, mg/kg TS, i näckmossa från 2001 och 2002.

Vid Däva	Koppar	Kadmium	Bly	Vismut	Antimon
Uppstr. 2001	6,0	0,14	33,7	0,028	0,059
Provväg 2001	10,8	0,09	11,7	0,047	0,160
Nedstr. 2001	11,8	0,29	23,1	0,051	0,347
Uppstr. 2002	9,5	0,11	7,9	0,044	0,17
Provväg 2002	22,9	0,25	8,7	0,056	0,39
Nedstr. 2002	28,8	0,55	21,8	0,082	1,65

Metoden med vattenmossa som metallindikator i ytvatten bygger på att mossan bygger upp en kemisk jämvikt till omgivningen. Vanligtvis brukar detta inträffa efter 3 till fyra veckor. I miljöundersökningar har det blivit en ”standard” att försöka mäta under höstflödet. De haltvariationer som kan bero på skillnader i väderleken mellan de olika mät-tillfällena är svåra att korrigera bort i efterhand. Därför rekommenderar Naturvårdsverket att man bör ha resultat från tre mätomgångar och använda det aritmetiska medelvär-det som riktvärde vid tillståndsklassning av metallhalten. Fördelen med vattenmossa är att den ger ett medelvärde över tiden den exponeras av vattnet.

Man kan i efterhand konstatera att det var stora skillnader i vattenflödet under mätperi-oden hösten 2001 och hösten 2002. Man kan i tabell 10.3 se att metallhalten är generellt lägre hösten 2001 då vattenflödet var extremt högt. Förklaringen till de lägre halterna kan vara att man vid högvatten får en ökad utspädningsseffekt. Men det finns också erfa-renheter som pekar på att urlakningen/ursköljningen av metaller kan öka vid ökad ne-derbörd. Möjligen kan man se en sådan tendens för bl a bly som uppvisar den högsta halten i uppströms provet från 2001. Under normala förhållanden fungerar myrmarker som ett reningsfilter och som medför att metallhalten sjunker, men vid kraftig rotblöta sker sannolikt en viss frisättning av metaller tillsammans med organiskt material som får till följd att metallhalten ökar. Det förklarar sannolikt också varför nedströms provet har högre blyhalt än provet vid provvägen.

10.5 Sammanfattning av den geokemiska omgivningen

I SGUs biogeokemiska kartor kan man se exempel på hur geologin påverka fördelning-
en av metaller i naturen. De trender och mönster som framträder i de kemiska haltkar-
torna sammanfaller påfallande ofta med kända geologiska formationer. I kartutsnittet
över Umeå, där Däva ingår, kan man för elementen Cu, Cr, As, Cd, Zn, Mo, Pb, Ni, Sb,
V och W överblicka hur halterna varierar i landskapet kring provvägen. Resultaten från
proven vid Däva från år 2002 (då provvägen var ett år), visar att

- samtliga 11 elementen har högre halt i nedströmsprovet än i uppströmsprovet
- kvoten mellan ned- och uppströmsproven är mellan 9,7 och 1,7 och i fallande ordning av elementen Sb, Ni, Cd, W, Cr, Cu, Pb, Zn, Mo, V och As.
- kvoten mellan nerströmsprovet och den regionala bakgrunden (SGU data) är >1 för elementen Sb (10,3), Zn (5,6), Ni (1,8) och Cu (1,7).
- metallhalterna är generellt högre 2002 än i proven från 2001.

Halten av antimon (Sb), zink (Zn), nickel (Ni) och koppar (Cu) i bäckvattnet som dränerar Dåva-området ger upphov till geokemiska anomalier i kartbilden. De övriga elementen har högre halter i nerströmsprovet, men halten överstiger inte den regionala bakgrunden som råder i området. Halten arsenik faller inom klass 4, hög halt enligt Naturvårdsverkets klassning, men geokemiskt ligger halten inom variationen av den regionala bakgrunden.

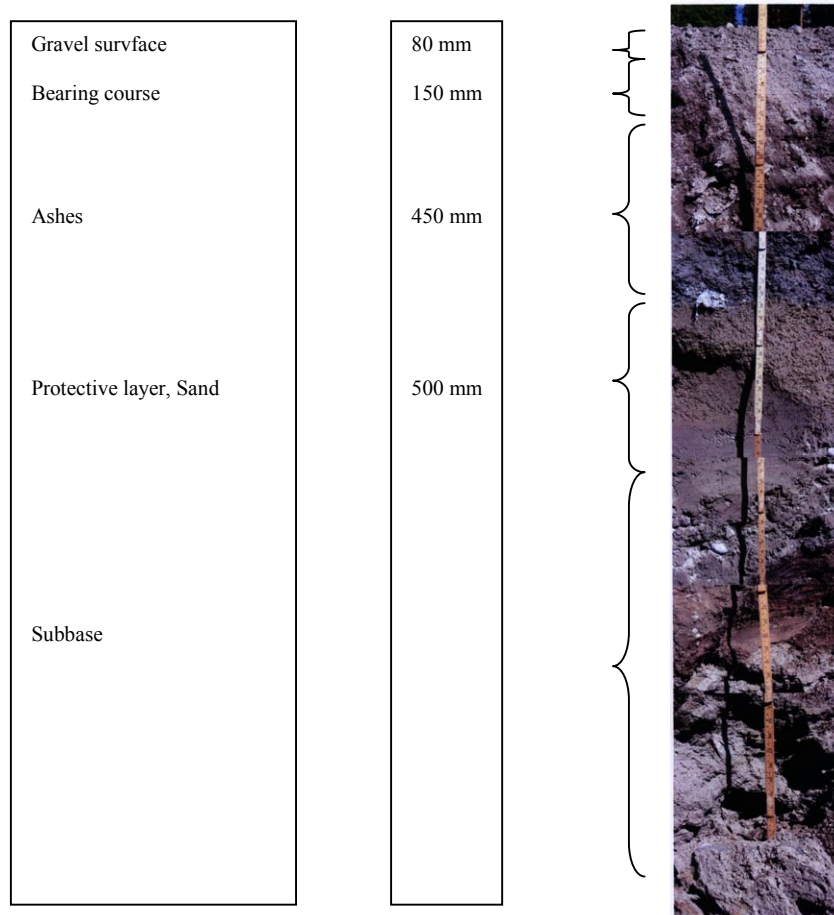
Resultaten visar att samtliga redovisade metaller har förhöjda halter i prov nära provvägen men den direkta källan har inte gått att fastställa. Mätningar och modellering visar på läckage av löst koppar som initialt kan vara 20 gånger större från provvägen än från referensvägen. Kopparhalten i filtrerade grundvattenprov visar dock inte på någon påverkan från provvägen. Den sammantagna bilden blir att omgivningspåverkan från deponiområdet dominerar över provvägens läckage till omgivningen.

Den höga halt av antimon i nedströmsprovet, 10 ggr högre än den regionala bakgrunden är intressant. Antimon har först på senare år börjat uppmärksammas i miljöundersökningar, detta då giftigheten t.o.m. kan vara högre än för arsenik och bly. Man bör notera att antimon oftast anses vara ganska svårlösligt. Den analysmetod som här har använts ger ingen bestämning i vilken form antimon förekommit

11 ACKUMULERADE ÄMNEN UNDER VÄGKROPPEN

Nära tre år efter det att vägen byggdes genomfördes en grävning genom hela vägkroppen vid provsträcka 4, med asklagret, figur 11.1. Prover (provtagningsdatum 2004-06-23) togs i undergrunden, 0-5 cm och 5-20 cm under terrassytan för att studera ev. ackumulation av ämnena under de gångna tre åren. Samma organiska analyser genomfördes som för de ursprungliga vägmaterialet (se avsnitt 4.3) och samtliga analyserade ämnen uppvisade halter under detektionsgränsen.

För oorganiska ämnen (metaller) redovisas i figur 11.3 en jämförelse mellan undergrunden efter tre år, den regionala bakgrunden i morän samt innehållet i askan. Av figuren framgår att de analyserade metallerna har låga halter i undergrunden jämfört med både omgivningen och askan. Analyserna visar inget tecken på metallackumulation i undergrunden under vägen.



Figur 11.1. Profil genom vägkroppen.

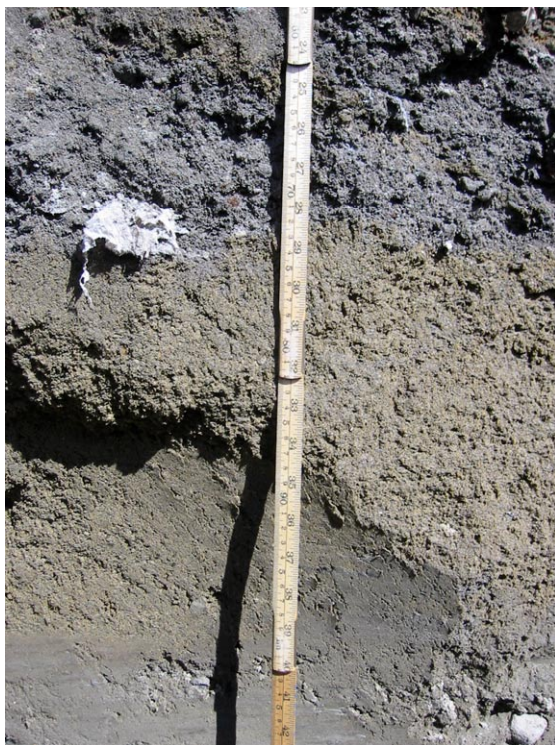
Som exempel tas koppar. Den uppmätta utlakningen från lysimetrarna visade att det på knappt tre år lakat ut ca 0,3 mg Cu/kg vägmateriäl (modellerat 0,5 mg Cu/kg). Totalutlakningstestet (TT-test) visade på en maximal utlakning av ca 600 mg Cu/kg (uppmätt 612 mg/kg) samlat vägmateriäl medan skaktesten visade på en avklingande ackumulerad utlakning vid L/S 10 på omkring 1,1 mg Cu/kg vägmateriäl (summan från bär-, slit- och asklager). L/S 10 motsvaras i vägkroppen ovanför lysimetern av omkring 80 års

lakning medan L/S 2 motsvarar drygt 16 år (vattenflödet genom lysimeternivån har med CoupModel beräknats till i medeltal 127 mm/år under mätperioden).

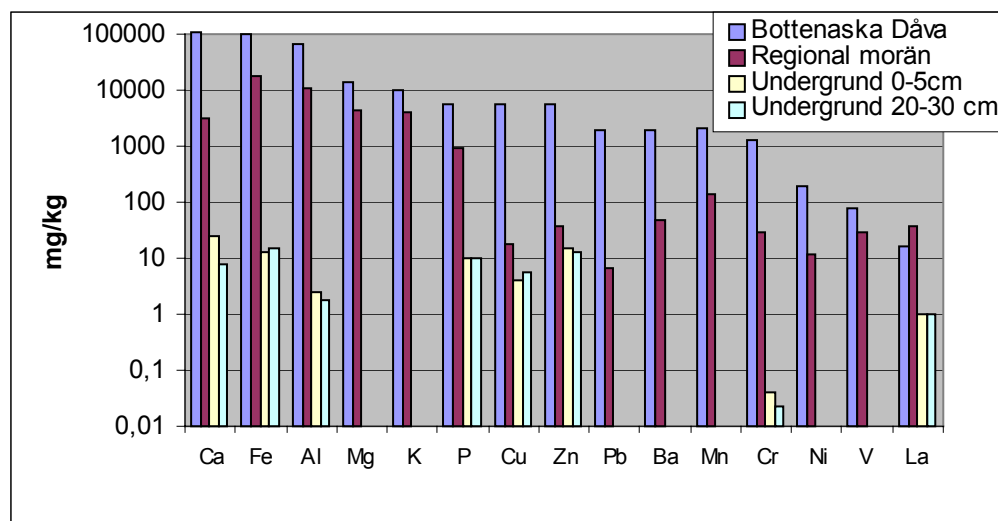
Långsiktig utlakning från vägen vid L/S125, motsvarande ca 1000 år, har med hjälp av den redovisade ekvationen i figur 4.3 och 4.4, beräknats till 679 mg/m². Askan står för omkring 90 % av kopparutlakningen (tabell 4.9) och detta motsvarar endast en bråkdel av askans totala kopparinnehåll som kan beräknas till 3302 g/m². Med denna utlakningstakt tar det tiotusentals år innan allt koppar är utlakat från askan.

Utlakningen per kvadratmeter provväg blir: 0,3 x 1024 (vägkroppens vikt ovan lysimetern) = 307 mg/m² efter 3 år. Fördelat på 20 cm i undergrunden innebär detta en förhöjd halt på 0,8 mg/kg. Vilket alltså inte har gått att särskilja från bakgrundshalten.

Undergrunden under vägen hade en kopparhalt på 7,9 mg/kg TS på nivån 20-30 cm under terrassytan. För att uppnå samma nivå som den regionala geokemiska bakgrunden, ca 20 mg Cu/kg TS i morän, krävs således i storleksordningen 45 år. Därefter kommer undergrunden att uppvisa en positiv geokemisk avvikelse (anomali) gentemot omgivningen. Den högsta halt som kan uppnås, efter tiotusentals år, vid ackumulation inom 50 cm i undergrunden är 0,7 g Cu/kg TS. Detta är 35 gånger över bakgrundshalten. Att uppnå det Svenska generella riktvärdet för förorenad mark med mindre känslig markanvändning, MKM 200 mg/kg TS, i undergrundens översta 50 cm tar omkring 1900 år, med en utlakning från vägen på 0,34 g/m²/ 3 år. Beräknat på de översta 20 cm i undergrunden tar det ca 250 år.



Figur 11.2. Detaljprofil genom vägen visande övergången från aska till det sandiga skyddsskiktet.



Figur 11.3. Innehåll av metaller i bottenaska från Dåva, regional morän (från Geokemiska kartan, SGU 2004) och i moränen under provvägen efter 3 års tid.

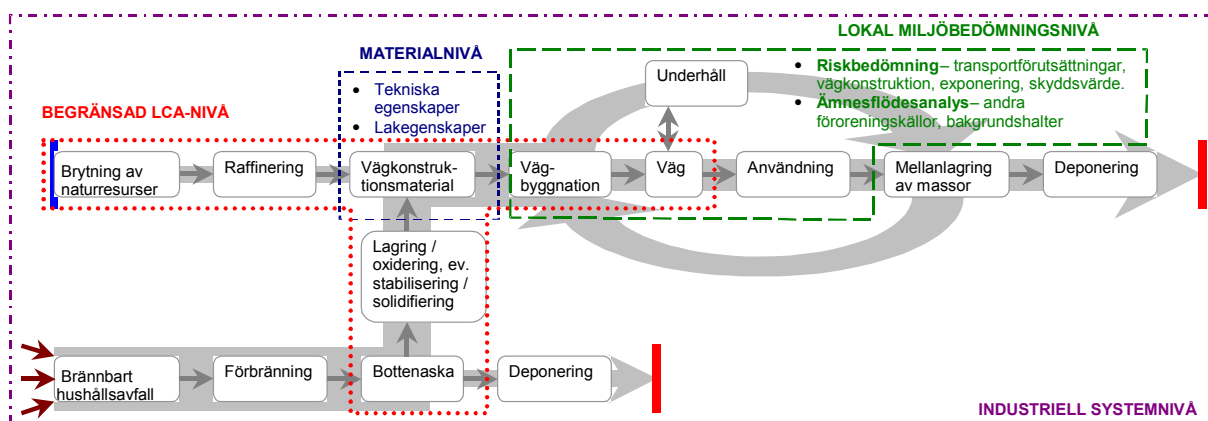
12 NATURLIG VITTRING OCH GEOKEMISKA ANOMALIER

Även de naturliga jordarna i omgivningen vittrar och lakar ut metaller och andra ämnen. Laktester på morän har visat på en utlakning av koppar vid L/S 2 på 0,0141 mg/kg TS och vid L/S10 0,0428 mg/kg TS (morän från Jungnerholmarna och Meke, SGI:s lakdatabas). Askans kopparutlakning vid L/S 2 var 0,67 mg/kg TS och vid L/S10 0,97 mg/kg TS. Moränens utlakning var således 3 % av askans vid L/S2 och 4,5 % vid L/S10. Utlakningen från slitlagret var mer än dubbelt så stor som för moränen, vilket möjligen kan tillskrivas de färskare brottyterna i ballasten (se tabell 4.9).

Mot denna bakgrund är det möjligt att i grova drag beräkna provvägens utläckage av ämnen i relation till bakgrundens vittring och utlakning. Då är det nödvändigt att definiera den nivå på vilken jämförelsen skall göras, i relation till vilket beslutsunderlag som skall tas fram. Det handlar således om att beskriva en ”Miljöbedömningsnivå”.

12.1 Miljöbedömningsnivå

För att göra en utvärdering om en vägkonstruktion skall anläggas med restprodukt eller med konventionellt byggnadsmaterial, kan man betrakta vägkonstruktionen i olika skalar. Bedömningar på olika skalor ger olika delar av ett underlag för att fatta beslut och ett fullständigt beslutsunderlag bör således innehålla så många systemnivåer som möjligt. Roth and Eklund (2003) definierar fyra olika nivåer på vilka miljöbedömningar kan göras: materialnivå, lokal miljöbedömningsnivå, begränsad LCA nivå och industriell systemnivå. Figur 12.1 åskådliggör de olika systemnivåerna.



Figur 12.1. De olika miljöbedömningsnivåerna. Grå pilar motsvarar materialflöden. Efter (Roth and Eklund, 2003).

På *materialnivån* bedöms nyckelparametrar för restprodukten (bottenaskan), d v s totalhalt och lakegenskaper. På den här nivån bedöms endast den emission som återanvändning av aska ev. kan medföra och vilket massflöde som måste tas hänsyn till på högre bedömningsnivåerna. På *lokal miljöbedömningsnivå* tar man hänsyn till platsen där askan skall användas, d v s de exponeringsförutsättningar, bakgrundshalter, övriga föroreningskällor och massflöden som finns i omgivningen. Här kan man använda sig av riskbedömningar eller t ex materialflödesanalyser. I en fullständig materialflödesanalys (SFA – substance flow analysis) ingår alla antropogena och naturliga källor som kan

finnas inom ett visst avgränsat område: vägkonstruktionen i sig, underhåll av vägen i form av nytt material och saltning av vägen, belastningen från trafiken, både av trafikflödet i sig samt av t ex förslitning av däck och atmosfärisk deposition (se t ex Roth och Eklund, 2001). Analysen utförs för att kunna relatera naturliga och antropogena källor och flöden inom vägområdet till varandra, vilka som är betydelsefulla och om de kommer att kunna antas utgöra ett hot i framtiden.

På en *begränsad livscykelanalysnivå* ansätts ett mer övergripande perspektiv, där man tar hänsyn till t ex uttag av naturgrus, energiförbrukning och generering av avfall. På den *industriella nivån* studeras frågeställningar på ett mycket övergripande plan. Det kan gälla effekten av askanvändning i ett regionalt perspektiv, d v s vad det betyder för trafikflödena, för trafikanterna och för producenten av askan (Roth och Eklund, 2003; Bendz *et al.*, 2004a). Olika typer av bedömningsverktyg och modeller används på de olika nivåerna, vilket medför att olika typer av indata är nödvändiga för att kunna genomföra analyserna. Tabell 12.1 sammanfattar de olika bedömningsnivåerna. Det här synsättet är även tillämpat för att avgränsa det bedömningsverktyg som utvecklas inom projektet "Miljöriktlinjer för askanvändning" (Bendz *et al.*, 2004a).

*Tabell 12.1. En översikt över de olika nivåerna på vilka miljöbedömningar av en rest-produktkonstruktion kan göras och vilka typ av frågeställningar som bedömningen kan ge svar på (Roth och Eklund, 2003; Bendz *et al.*, 2004a).*

	Materialnivå	Lokal miljöbedömningsnivå	Begränsad LCA nivå	Industriell system nivå
Exempel på olika miljö-aspekter	Totalhalt och lakegenskaper.	Bidrag av koppar (Cu) från askan i anläggningskonstruktionen till den lokala föroreningsnivån.	Förbrukning av energi och råvaror.	Effekter på regional skala, t.ex ökade transporter.
Behandlar bedömnings-systemet föroreningsaspekten ?	Ja	Ja	Delvis	Delvis
Behandlar bedömnings-systemet resursaspekten ?	Nej	Delvis	Ja	Ja
Exempel på verktyg och modeller	Kemisk analys.	Materialflödesanalys, riskbedömning, kostnadsnyttoanalys.	Livscykelanalys, miljökonsekvensbeskrivning.	Strategisk miljökonsekvensbeskrivning, livscykelanalys, kostnadsnyttoanalys.

12.2 Avgränsningar i Geokemiska anomalier

I föreliggande projekt betraktas dels materialnivån genom totalhalter och lakningsegenskaper, utgående från de tester som finns tillgängliga. Det sker ingen vidareutveckling av tester på en materialnivå inom ramen för detta projekt, utan befintliga tester används. Istället väljs här betraktelsen av en lokal bedömningsnivå, där framförallt halter och flöden i vägkroppen i relation till de omgivande bakgrundshalterna och naturliga vitteringshastigheter är i fokus. I projektet tas utgångspunkten att vägen ligger kvar och agerar källa till diverse föreningar i ett 1000-årsperspektiv.

12.3 Riskbedömning

Bendz *et al.*, (2004a) fokuserar på att utveckla en modell för riskbedömning som bygger på samlad kunskap främst från riktlinjer för deponering och förorenad mark. Modellen som tas fram skall kunna användas för att bestämma riktlinjer för totalhalter och lakegenskaper hos ett material i relation till den konstruktion det används i, samt hur omgivningen ser ut. Projektet är pågående och modellen är därför ännu inte färdigutvecklad, men beräknas vara klar under våren 2005. I projektet har man valt att inte beakta de övergripande bedömningsnivåerna. En platsspecifik riskbedömning enligt den modell som för närvarande är under utveckling (SGI, 2004) torde vara intressant även i det här projektet. Det är dock ett stort arbete som läggs ned för att åstadkomma en riskbedömningsmodell, och i det här projektet har bedömningen gjorts att det inte är relevant att utveckla en modell parallellt med det arbete som redan utförs.

De generella riktvärdena för förorenad jord bygger på ett antal antaganden om hur exponering sker av förorening till människan (direktintag, hudkontakt, inandning av jord och damm, inandning av ångor, intag av dricksvatten, intag av grönsaker, samt intag av fisk från närbelägna vatten). Flera av dessa exponeringsantaganden blir inte relevanta för en vägkonstruktion där askan ligger innesluten i konstruktionen. För exponering till miljön tittar man på effekter på området, i det här fallet vägområdet, samt på effekter i närbelägna ytvatten.

Den modell som är under utveckling tar fram riktvärden på samma sätt som för förorenad jord. Den stora skillnaden är dock att man använder både totalhalter och lakegenskaper: för riktvärden vid förorenad jord används endast totalhalter. Viktiga aspekter som finns med är hanteringen av askan under anläggningstiden samt vilken typ av konstruktion som askan ligger i. Dessa två faktorer har stor betydelse för dels direkt exponering, dels hur mycket vatten som kan strömma genom vägkonstruktionen och därmed påverka utlakningen. Den transportmodell för föroreningstransport i grundvattnet som används är den s k TAC-modellen som använts vid framtagningen av deponeringskriterierna. Modellen tas fram för vägar med en specifik teknisk livslängd, ca 50 år, varefter man gräver upp vägen igen. Preliminära resultat (Bendz, 2004) visar att ämnen som är viktiga för uttransport från vägen är lättlakade ämnen såsom sulfat och klorid. Då man har en slarvig hantering av askan i anläggningsskedet så blir totalhalter av metaller viktiga i modellen p g a en direkt exponering. För närmare upplysning om avgränsningar, modeller och övriga antaganden, se Bendz *et al.* (2004a) och Bendz *et al.* (2004b).

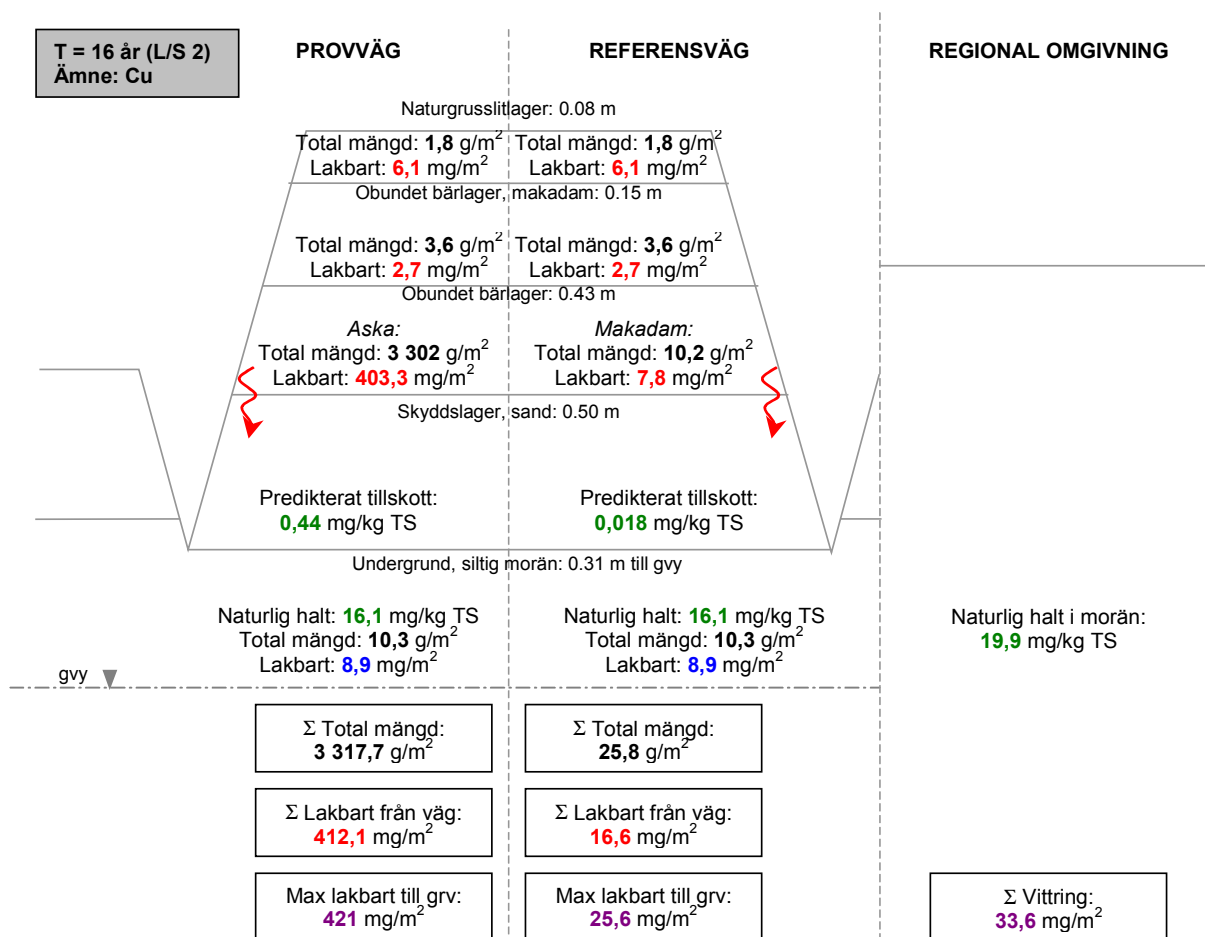
12.4 Analys av flöden och geokemiska anomalier

Här görs ansatsen av en förenklad analys av totalmängder och utflöden från en "provvägsenhet" och jämförs med dels en "referensvägsenhet" och en "omgivningsenhet" (en enhet = 1 m²) för tre olika tidsperspektiv (16 år, 80 år och 1000 år). Följande ämnen har utvärderats; K, Mg, Al, Zn, Na och Cu. Kemiska totalhalter för slitlager och bärlager har hämtats från SGI:s lakdatabas (Dalagrus resp Bergkross A och B). Den regionala bakgrunden har hämtats från undersökningar inom detta projekt (SGU geokemisk kartläggning) samt från Melkerud *et al.* (1992). Vittringen för Zn och Cu har beräknats utifrån skillnaden i XRF resp ICP- (lakat med 7M salpetersyra) analyser samt L/S10 och TT- test motsvarande 1 m djup. Resultaten för framförallt koppar blir något högre jämfört med beräknad vittring av morän i Lappland (Land & Öhlandet,

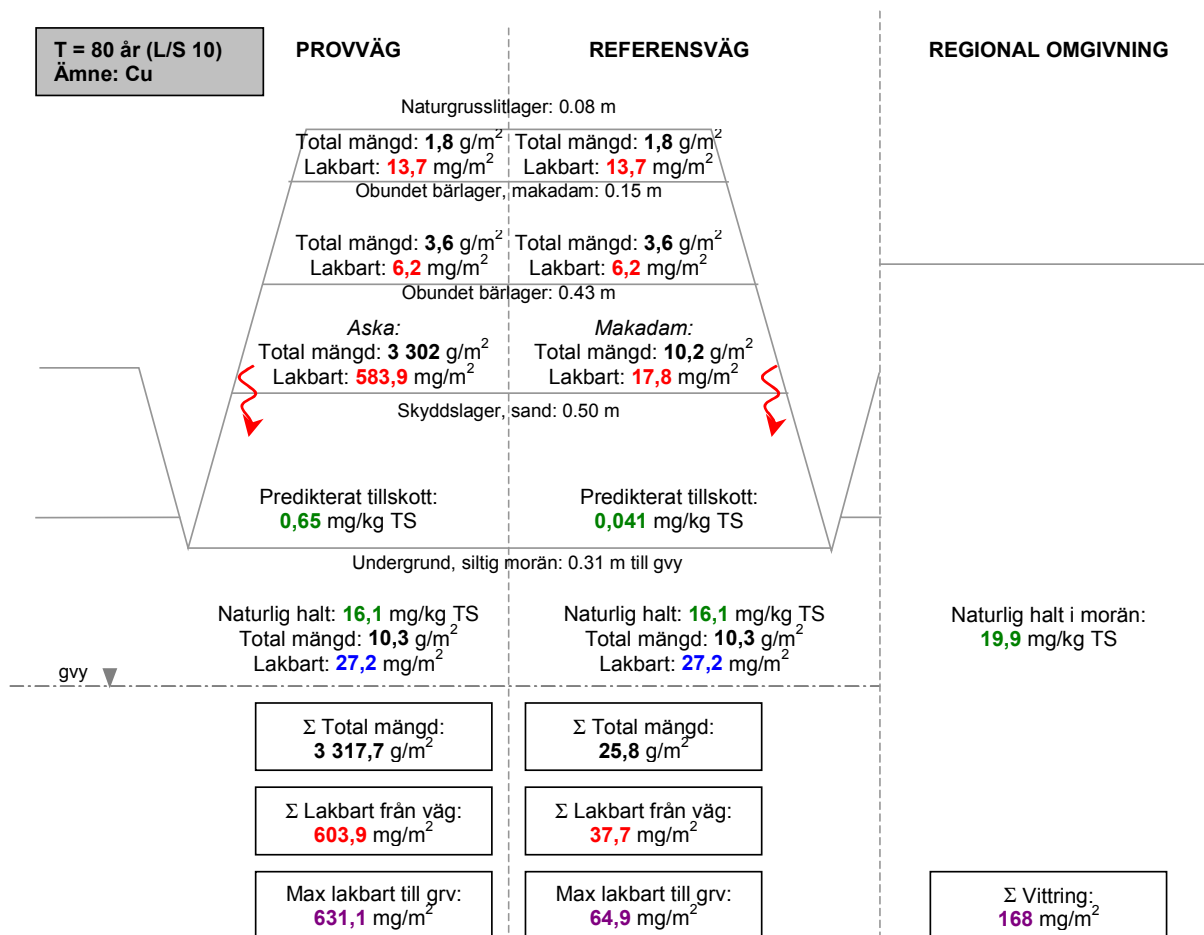
2000; Thunberg, 2001). Övriga vittringsdata har hämtats från SLU-Markinfo. Utlakning hos morän har hämtats från SGI:s lakdatabas (Jungnerholmarna och Meke).

Som exempel redovisas nedan koppar, figur 12.2-12.4. Totalinnehåll och utläckage har markerats för varje enskilt lager i vägen, för undergrunden under vägen samt för den regionala omgivande moränmarken. Skyddslagret har betraktats som inert och har inte påverkat beräkningarna. I undergrunden har totalinnehåll och vittring beräknats för den registrerade medelmäktigheten hos den omättade zonen över 3 år, 31 cm.

Exemplen är baserade på summering av utlakade mängder från de enskilda materialen. Resultaten från fältlysimetrarna jämfört med laboratorietester (kapitel 6.1) pekar på att när materialen ligger tillsammans i vägen blir ackumulerade utlakade mängder avsevärt lägre för de flesta beståndsdelarna, jämfört med vad de enskilda materialen tillsammans lakar ut i separata labbtester, utom för koppar där utlakningen i fält är i samma storleksordning eller något större än den summerade utlakningen från labtest.



Figur 12.2. Totalhalter och utlakning av koppar efter ca 16 år (L/S2). De beräknade värdena har redovisats oredigerat och har angivits med större noggrannhet än de överlagsmässiga beräkningarna egentligen gör skäl för.

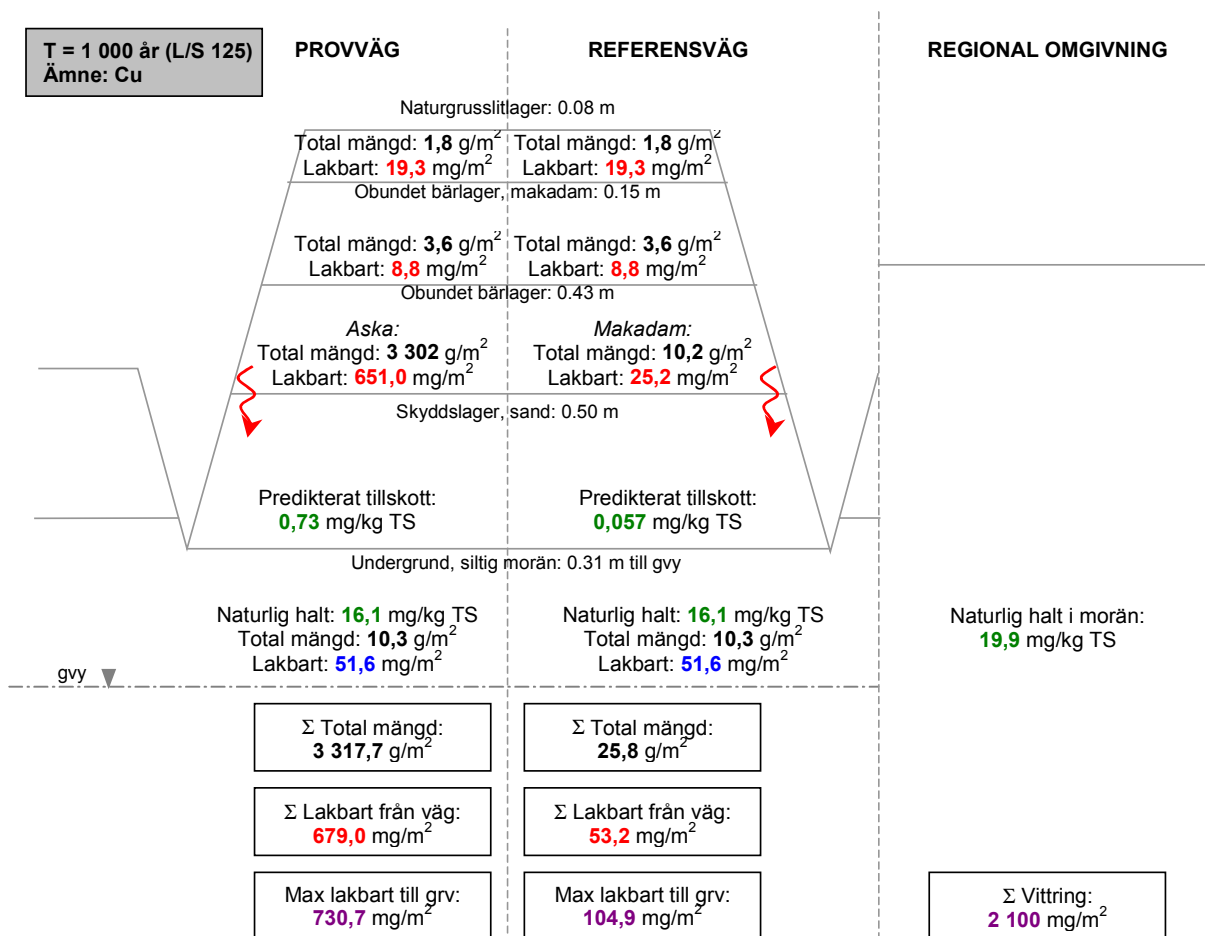


Figur 12.3. Totalhalter och utlakning av koppar efter ca 80 år (L/S10). De beräknade värdena har redovisats oredigerat och har angivits med större noggrannhet än de överlagsmässiga beräkningarna egentligen gör skäl för.

Beräkningarna i figur 12.2 visar att den totala utlakningen av koppar efter 16 år är från provvägen 412,1 mg/m² och från referensvägen 16,6 mg/m². Detta kan jämföras med den regionala vittringen under samma tid: 33,6 mg/m². Med tillägg av den vittring som sker i den omättade zonen ovan grundvattenytan blir den maximala Cu-utlakningen som kan nå grundvattnet 421 mg/m² under provvägen och 25,6 mg/m² under referensvägen. På motsvarande sätt visar beräkningarna i figur 12.3 och figur 12.4 kopparutlakningen efter 80 år och 1000 år. Det blir tydligt att influensen från vägen är störst i början av perioden. Vid L/S 2 (16 år) är utlakningen från provvägen ca 13 gånger högre än den regionala vittringen, vid L/S 10 ca 4 ggr högre, medan vid L/S 125 är istället den regionala vittringen tre gånger så stor som utlakningen från provvägen.

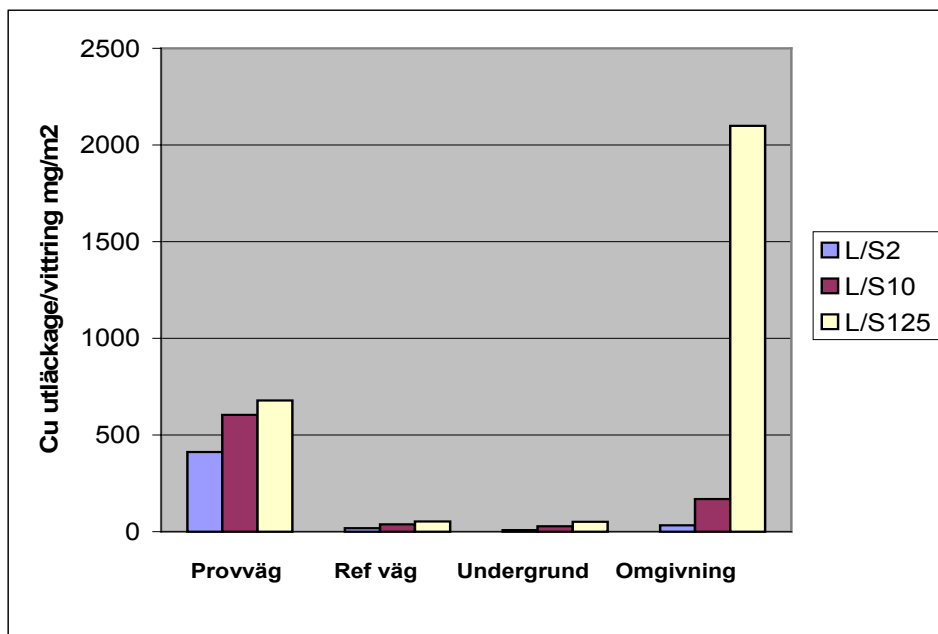
Resultatet kan analyseras dels genom en jämförelse mellan utlakning och vittring och dels genom den geokemiska anomalins storlek och avklingning med tiden. Utlakning och vittring åskådliggörs i figur 12.5. Figuren visar att det ackumulerade utläckaget av koppar från provvägen är signifikant högre än för referensväg och omgivning under mer än 80 år (L/S 10). Efter 1000 år (L/S 125) kommer dock ackumulationen från bakgrundsvittringen i omgivningen att överstiga det från provvägen. En jämförelse med zink, figur 12.6, pekar istället på att utlakningen under lång tid är liten jämfört med refe-

rensvägen och omgivningen men på lång sikt (1000 år) blir dominerande över omgivningen.

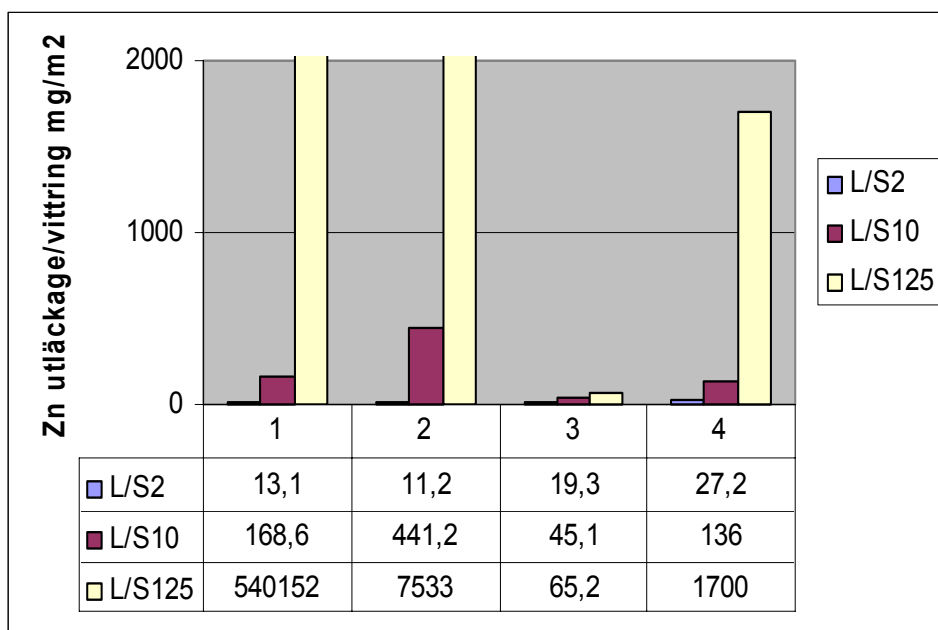


Figur 12.4. Totalhalter och utlakning av koppar efter ca 1000 år (L/S125). De beräknade värdena har redovisats oredigerat och har angivits med större noggrannhet än de överslagsmässiga beräkningarna egentligen gör skäl för.

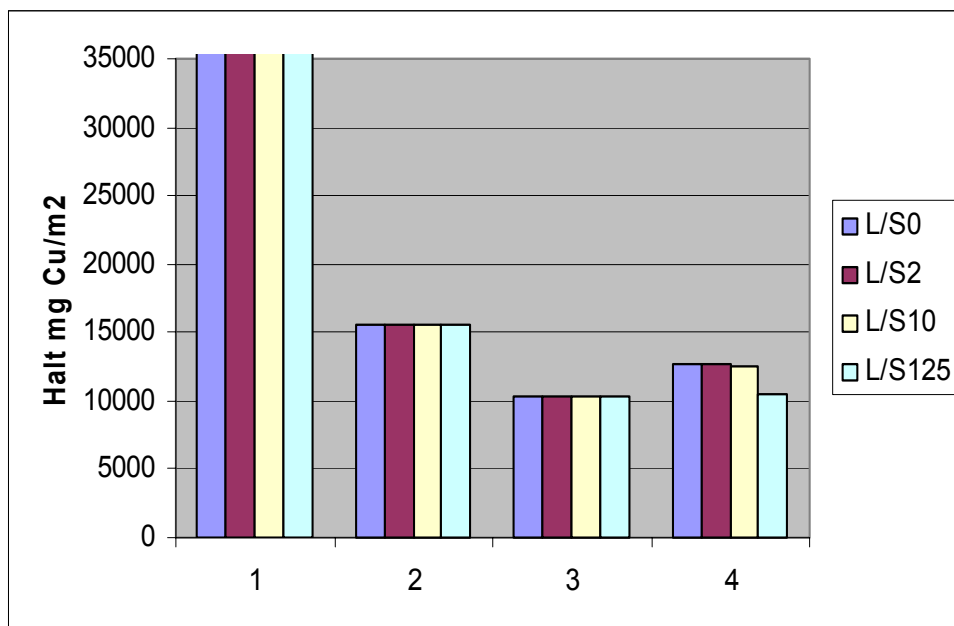
Vittring och utläckage sker långsamt i förhållande till de totala förråden av de flesta ämnen. För koppar och zink krävs tusentals år för att uppnå märkbara skattningar så att förråden i provvägen och i omgivande mark påverkas och halterna minskar, figur 12.7 och 12.8.



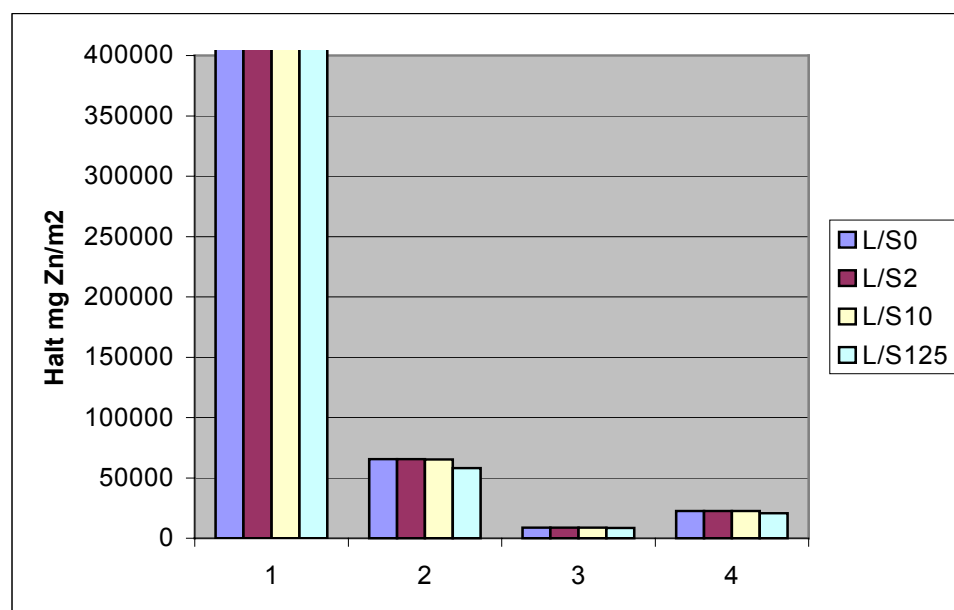
Figur 12.5. Utlakning av koppar från provvägen, referensvägen och undergrunden jämfört med den naturliga vittringen i omgivningen.



Figur 12.6. Utlakning av zink från provvägen (1), referensvägen (2) och undergrunden (3) jämfört med den naturliga vittringen i omgivningen (4).



Figur 12.7. Förändringar i total halt av koppar från utläggningen (L/S0), efter 16 år (L/S2), 80 år (L/S10) och 1000 år (L/S125). Grupperna motsvarar 1=provvägen (värden ca 3 kg/m²); 2=referensvägen; 3=undergrunden; 4=omgivningen.



Figur 12.8. Förändringar i total halt av zink från utläggningen (L/S0), efter 16 år (L/S2), 80 år (L/S10) och 1000 år (L/S125). Grupperna motsvarar 1=provvägen (värden ca 3 kg/m²); 2=referensvägen; 3=undergrunden; 4=omgivningen.

12.4.1 Ackumulation i undergrunden

Utlagade ämnen ackumuleras i stor utsträckning i undergrunden. Tillskottet sker dock mycket långsamt och höga halter (över gränsvärden för MKM) uppträder under väg-

kroppen först efter lång tid. Mycket höga halter av Cu kan uppträda under vägen efter tusentals år. Ackumulationen styrs dock också av den kontinuerliga borttransporten från markprofilen. I tabell 12.2 redovisas ackumulationen fördelat i den omättade zonen under vägen (31 cm) tillsammans med bakgrundshalten i morän och generella riktvärden för förorenad mark.

Tabell 12.2. Ackumulation av utlakade mängder från provväg och referensväg i jämförelse med regionala bakgrundshalter i morän samt generella riktvärden för förorenad mark. De beräknade värdena har redovisats oredigerat och har angivits med större noggrannhet än de överslagsmässiga beräkningarna egentligen gör skäl för.

	Ackumulerad halt i 31 cm undergrund mg/kg TS						Bakgrunds- halt i morän mg/kg TS	Riktvärde MKM mg/kg TS
	L/S2 (16 år)		L/S10 (80 år)		L/S125 (1000 år)			
	Provväg	Ref väg	Provväg	Ref väg	Provväg	Ref väg		
K	23466	14993	23625	15145	23697	15216	25171	
Mg	9004	5724	9006	5728	9009	5735	5849	
Al	73619	46713	74085	46737	75262	46901	66389	
Zn	13,7	8,7	14,1	9,4	864	20,6	35,6	700
Na	23509	15472	23771	15549	23022	15569	19217	
Cu	16.8	10.3	17.1	10.4	17.2	10.4	19.9	200

Såväl utlakningstest som lysimeterprov och modellering pekar på att utlakningen är störst omedelbart efter utläggning av vägen och avtar därefter markant. Sammantaget ger den registrerade utlakningen ett relativt begränsat tillskott till markprofilen under vägen. Med hänsyn till en avklingande utlakning kommer inte några signifikant höga halter att byggas upp i den omättade zonen, 31 cm ovan grundvattenytan. På mycket lång sikt kommer dock allt tillgängligt material att kunna vittra och då blir totalhalterna i askan viktiga eftersom de för de flesta ämnen är mycket högre än bakgrundshalterna i morän. Som jämförelse har totalhalterna i vägen ackumulerat i 1 m undergrund jämförts med bakgrundshalterna, tabell 12.3. Det framgår att av studerade ämnen är det zink och framförallt koppar som kan bygga upp höga halter (46 resp 81 gånger högre än bakgrundshalten). Observera att ingen hänsyn har tagits till borttransporten av ämnen från markprofilen, utan allt antas ackumuleras.

Det kan noteras att det tar, för de i tabell 12.2 angivna ämnena, i storleksordningen 80 år innan utlakad ackumulerade mängder kommer upp i nivå med de mängder som föreligger i bakgrunden.

Tabell 12.3. Teoretiskt möjliga halter vid ackumulation av ämnen 1 m under vägen efter total vittring. De beräknade värdena har redovisats oredigerat och har angivits med större noggrannhet än de överslagsmässiga beräkningarna egentligen gör skäl för.

	Allt utlakat Provväg mg/kg TS i 100 cm	Allt utlakat Ref väg mg/kg TS i 100 cm	Bakgrundshalt i morän mg/kg TS	Kvot Provväg / bakgrund efter total vittring
K	17380	28186	25171	0,7
Mg	8242	7080	5849	1,4
Al	56586	65436	66389	0,85
Zn	1665	36,3	35,6	46
Na	21060	21809	19217	1,1
Cu	1618	12,6	19,9	81

Den regionala moränen håller relativt höga halter av metaller, vilket reflekterar berggrundens sammansättning, med bl a närhet till malmfält och förekomst av sulfidjordar.

Provvägen ligger inom ett upplagsområde för sorterat avfall. Provtagning av bäckvattnenväxter visar att området har en mätbar påverkan på avrinningsvattnet, tillståndsklassningen för vattenmossa går upp en klass vid passage genom området. I det sammanhanget har provvägen inte säkert kunnat konstateras ha någon mätbar påverkan vad gäller de ämnen som studerats. Utläckaget i form av halt av klorid är stort från provvägen framförallt under de första månaderna vilket också stämmer med studier av Vändö-ravägen, uppbyggd med bottenaska i Östergötland, där preliminära slutsatser visar att lösliga ämnen som klorid och sulfat har lakat ut i stor utsträckning. Efter ca 15 år återstår endast $\frac{1}{4}$ av ursprunglig halt av dessa ämnen i vägmaterialet (Bendz et. al 2004). För att minska riskerna vid Cl-läckage har det föreslagits att askans innehåll av lösliga salter (bl.a Cl) minskas genom tvättning av askan före användningen (Todorovic, 2004).

13 BEDÖMNING AV MILJÖBELASTNING

Bedömning av risker med förorenade markområden går ut på att identifiera och kvantifiera riskerna för människor och miljö. Naturvårdsverket har valt att identifiera tre nivåer; riskklassning samt förenklad riskbedömning respektive fördjupad riskbedömning (NV rapport 4638; Kvalitetsmanual, 2003). Metoden utnyttjas bl a inom den sk. MIFO – metodiken (NV rapport 4918; 4947). En riskbedömningsmodell som tar hänsyn till lakegenskaper och markkonstruktionen för restprodukter har utarbetats av Bendz et.al (2004a,b). I modellen tittar man på exponering för hälsa dels via grundvatten (baseras på lakegenskaper) och via intag av föda, direktintag, hudkontakt, damning och ångor (baseras på totalhalter). För exponering för miljön tittar man dels på effekter i ytvatten (baseras på materialets lakegenskaper) och dels på effekter i mark (baserat på totalhalter). Tidsperspektivet för riskbedömningen ligger på vägens tekniska livslängd, 30-50 år, ev. upp till 70 år.

Inom föreliggande projekt har vi anlagt ett betraktelsesätt som sträcker sig över ett 1000-års perspektiv och som inkluderar den omgivande geokemiska miljön. Detta synsätt bör ställas i relation till andra långsiktiga synsätt på samhällets materialomsättning, t.ex de samhällsekologiska indikatorer (socio-ecological indicators) som presenterats av John Holmberg (1995) och som anammats av miljönätverket ”Det Naturliga Steget” och också ligger till grund för många kommunala miljöplaner. Indikatorerna säger bl.a. att ämnen från jordskorpan inte skall tillåtas att systematiskt ackumulera i ekosfären. I föreliggande projekt har vi studerat konsekvenserna av om sådana ämnen lämnas i koncentrerad eller utspädd form samt i stora eller små mängder. Metoden innefattar följande moment:

- Laboratorieundersökningar av totalhalter och lakegenskaper hos ingående vägmateriäl.
- Modellering av utlakningen från vägkroppen
- Jämförelse mellan den naturliga utlakningen och vittringen och med bakgrundshalter i mark och vatten.
- Beräkning av geokemiska anomalier, dvs koncentrationerna av olika ämnen inom vägområdet över tid.

Vi har utnyttjat ”Materialbedömningsnivå” i kombination med ”Lokal Miljöbedömningsnivå”.

Nedan görs jämförelse av utlakningsegenskaper med de nya föreskrifterna för avfall till deponier (NV 2004). Jämförelsen måste göras med reservation eftersom fältlakningarna inte direkt kan likställas med den skaktestdesign i labb som NV (2004) kräver. Detta gäller i förekommande fall i viss mån också jämförelse med de tidigare gjorda laboratorielakningarna.

På kort sikt lakas mest ut av Cl, SO₄, Mo (begränsat faktaunderlag) och i viss mån Cu och eventuellt Sb (begränsat faktaunderlag) samt av alifatiska syror. Därtill bör också fenoler/kresoler samt eventuellt klorfenoler inkluderas men det finns inga indikationer, framför allt inte för klorfenoler, att dessa skulle komma från askan.

Med gränsvärden för avfall till icke-farligt avfallsdeponi menas att de ingår i ”kriterier för icke-farligt avfall och farligt avfall som deponeras på en deponi eller deponicell för icke-farligt avfall” (NV 2004).

Vid jämförelse med ovan nämnda föreskrifter för avfall till deponier ligger utlakningen av Cl från fälttestet på mycket kort sikt i nivå med gränsvärde för icke-farligt avfall. Halterna och trenden i ackumulerat utlakat avtar markant med tiden. Utlakningen av Cl från vägen är avsevärt lägre än utlakat i labbtester motsvarande summan av vägens olika materialskikt (slit- och bärlager samt askan).

Bedömningsunderlaget för fältutlakningen av SO_4 är starkt begränsat. Utlakade halter av SO_4 från testvägen synes inte avsevärt överstiga utlakade halter från referensvägen. Om fokus istället läggs på laboratorielakningarna av de enskilda materialen (slit- och bärlager samt askan) blir ackumulerat utlakat signifikant högre, baserat på summering av de enskilda materialens utlakning i labbttest. Fälttestet indikerar alltså, liksom för Cl, att ackumulerade utlakade mängder av SO_4 från testvägen med dess materialkombination på kort sikt ger en avsevärt lägre utlakning än vad summan från de enskilda materialen skulle ge, vid samma L/S. För flertalet övriga analyserade oorganiska beståndsdelar föreligger preliminärt samma effekt, dvs materialkombinationen i vägen synes ha en återhållsam effekt på ackumulerat utlakat. Orsaken har inte gått att fastsätta, men kan hypotetiskt vara orsakat av olika pH och/eller buffringskapacitet i lakvattnen genererade i labb visavi i fält.

Cu är en av de få beståndsdelar som analyserats som uppvisar högre ackumulerade utlakade mängder i fälttestet än i labbttestet. Vid jämförelse med gränsvärden för avfall till deponi bedöms halten vid L/S 0,1 i fälttestet överstiga gränsvärdet för inert deponi men understiga gränsvärdet för icke-farligt avfall samt understiga gränsvärdet för inert deponi vid L/S 10.

Antimon (Sb) och molybden (Mo) har enbart analyserats i laboratorieframställda lakvatten. Bedömningen av vad vägen lakat ut kan därför inte göras. Baserat på den nämnda tidigare undersökningen av själva askan (avsevärd variation i dataunderlaget skaktest vs kolonntest) bör de konservativt sett ansättas ha lakpotential upp till nivåer för gränsvärden för avfall till icke-farligt avfallsdeponi.

Vid extrapolering av laboratorieresultat från lakning av enbart askan gällande Ni, Zn, As, Cd, Pb fås att dessa metaller uppvisar resultat som ligger under gränsvärde för avfall till inert deponi.

Omgivningsbelastningen från de undersökta organiska föreningarna under testperioden bedöms preliminärt vara ringa. Lakvattnen innehåller framför allt lättnedbrytbara naturliga alifatiska syror (finns naturligt i livsmedel). Därtill har främst fenoler/kresoler detekterats. Fenoler/kresoler förelåg inte i någon detekterbar totalhalt i själva askan, härav bedöms källan vara okänd. Utlakningen bedöms grovt sett ligga under gränsvärdet för fenolindex i lakvatten från avfall till inert deponi.

Om man konservativt ansätter att allt TOC analyserat i lakvattnen motsvarar DOC, samt använder högsta värde av labb- och fältutlakningar, fås värden för DOC som ligger under gränsvärde för avfall till inert deponi.

Vid sidan av ovan nämnda organiska föreningar har främst ftalater och klorfenoler kunnat kvantifierats i lakvattnen från vägen. Totalhaltsanalysen av askan gav ingen indikation på kvantifierbara klorfenoler i askmaterialet. Källa till kvantifierbara halter av klorfenoler i lakvatten från vägen är ännu okänd. Om lakvattnens innehåll av klorfenoler jämföras med ytvatten bedöms uppmätta maxhalter vara måttligt allvarliga – allvarliga (NV 4918). Inga analyser avseende klorfenoler har utförts på områdets grundvatten.

Vid riktad totalhaltsanalys av askan kvantifierades en ftalat, DEHP. Riktad analys av lakvatten genererade vid labbtesterna indikerade inga kvantifierbara ftalater. I de parallellt utförda GC/MS screeningarna på lakvattnen detekterades två ftalater, bl a DEHP. Halter som uppmättes i testlysometern under fälttestets gång är avsevärt lägre än de halter som uppmätts som bakgrundshalter i områdets grundvatten. Därtill detekterades ftalater också i lakvatten från referenslysometern. Provvägens bidrag till områdets ftalatinnehåll bedöms preliminärt som litet.

Endast låga halter av miljöfarliga organiska ämnen, undantaget klorfenoler som dock inte synes komma från askan, har kunnat fastställas i utlakningsvattnet från vägen under de 3 år som provtagning pågått.

Utlakning av de flesta undersökta beståndsdelar från provvägen synes på kort sikt vara måttlig-låg. De flesta oorganiska ämnen har konstaterats laka ut i större utsträckning från provvägen än från referensvägen, totalt sett dock för de flesta ämnen i relativt måttliga-små mängder (se också Lindelöw och Lagerkvist, 2004). Undantag utgör dock Cl, SO₄ och Mo som initialt bedöms ha omfattande utlakning. Därtill har Cu och eventuellt Sb betydande utlakningspotential.

Sammantaget på kort sikt kan resultaten tolkas så att Cl, SO₄, Cu, Mo (begränsat faktaunderlag), TOC, samt alifatiska syror har stor utlakningspotential. Sb har måttlig utlakningspotential (eventuellt stor potential, begränsat faktaunderlag) liksom fenoler/kresoler (eventuellt liten potential, okänd källa). Ni, Zn, As, Cd samt Pb har låg utlakningspotential.

Sammantaget på medellång sikt (ingen hänsyn till vittring, max L/S 10), tycks Sb ha störst utlakningspotential, dock är dataunderlaget här mycket begränsat. Cu, TOC och SO₄ har måttlig-låg utlakningspotential medan Cl, Mo, Ni, Zn, As, Cd, Pb, alifatiska syror, fenoler/kresoler har låg potential för utlakning.

Sammantaget på mycket lång sikt 1000-tals år, kan teoretiskt avsevärda mängder av bl.a. Zn och Cu ackumuleras i vägens närhet. Vittring är här den styrande faktorn och ju längre fram i tiden prognosen skall omfatta desto osäkrare blir det beräknade utfallet.

14 REFERENSER

- Alvenäs G., Jansson P.-E., 1997. Model for evaporation, moisture and temperature of bare soil: calibration and sensitivity analysis. *Agric For Meteor* 88: 47-56.
- Arm M., 2000. Egenskaper hos alternativa ballastmaterial. Licentiatavhandling KTH, Stockholm.
- Aaccini P., 1989. The Landfill, Lecture Notes in Earth Sciences. Bhattacharij, S., Friedman, G.M., Neugebauer, H.J., Seilacher, A (eds). Reactor and final storage, Swiss workshop on land disposal of solid wastes, Gerzensee, march 14-17, 1988. Springer-Verlag, 438 p.
- Bendz D., 2004. Preliminära resultat. Personlig kommunikation.
- Bendz D., Håkansson K., Wik O., Elert M., 2004a. Miljöriktlinjer för askanvändning - etapp 2. Underlagsrapport 1: Generella principer. SGI uppdragsnummer 11944. Värmeforsk Service AB, Stockholm, Sweden.
- Bendz D., Wik O., Elert M., Hansson K., Håkansson K., 2004b. Miljöriktlinjer för askanvändning - etapp 2. Underlagsrapport 2: Beräkningsmodell. SGI uppdragsnummer 11944. Värmeforsk Service AB, Stockholm, Sweden.
- Fällman A.-M., Eghmy T.T., Salaneck W.R., 1999: Aging reactions in residues. AFR-Report 252. AFR, NV, Stockholm 1999
- Fällman, A.M., Eighmy, T.T., & Salaneck, W.R. 1999. Aging reactions in residues. AFR report 252, Swedish EPA, Sweden.
- Gandahl R., 1987. Tjäle och tjälskydd. Erfarenheter från FoU-verksamheten vid SVI och VTI. VTI meddelande nr 546. Statens väg- och trafikinstitut, Linköping.
- Gustafsson D., Lewan E., Jansson P-E, 2004. Modelling water and heat balance of the boreal landscape in Scandinavia - Comparison of forest and arable land. *Journal of Applied Meteorology* (accepted for publication).
- Gustafsson J.P., 2001. Modeling the acid-base properties and metal complexation of humic substances with the Stockholm Humic Model. *Journal of Colloid and Interface Science* 244, 102-112.
- Gustafsson J.P., Pechová P., Berggren D., 2003. Modeling metal binding to soils: The role of organic matter. *Environmental Science and Technology*, **37**, 2767-2774.
- Holmberg J., 1995. Socio-Ecological principles and indicators for sustainability. Doctoral Diss., Institute of physical resource theory, Chalmers university of technology, Göteborg.
- Holmberg J., Karlsson S., 1996. A physical system perspective on the societal metabolism and the environmental problems. Inst. of Physical Resource Theory, CTH/GU.
- Hooghoudt S.B., 1940. Bijdragen tot de kennis van enige natuurkundige grootheden van de ground. No. 7 Versl. Landb. Onderz. 42: 449-541.
- Jansson P-E., Karlberg L., 2001. Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems, Royal Institute of Technology, Dept. of Civil and Environmental Engineering, Stockholm, 325 pp., (<ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf>)
- Jansson P-E, Cienciala E, Grelle A, Kellner E, Lindahl A, Lundblad M., 1999. Simulated evapotranspiration from the Norunda forest stand during the growing season of a dry year. *Agric For Meteor* 98-99: 621-
- Land, M., Öhlander, B. 2000. Chemical weathering rates, erosion rates and mobility of major and trace elements in a Boreal granitic till. *Aquatic Geochemistry* 6:435-460.

- Lind B., Malbert B., Persson J., 1994. Kommunaltekniska system i Göteborg – utveckling och miljömål. rapport till Miljöpolitiska arbetsgruppen i Göteborg, mars 1994. Miljövetenskapliga sektionen, Göteborg CTH/GU.
- Lindelöw S., Lagerkvist A., 2004. Evaluation of leachate emissions from crushed rock and MSWI bottom ash in road construction. *In*: Lindelöw, S. 2004, Environmental assessment of secondary construction materials, Licentiate thesis, Dept of Civil and environmental engineering, Luleå univ. of technology, 2004:65.
- Lindroth A., 1985. Canopy conductance of coniferous forests related to climate. *Water Resources Res* 21: 297-304
- Melkerud P.-A., Olsson M.T., Rosén K., 1992. Geochemical atlas of Swedish forest soils. Dept. of Forest soils, Swedish University of agricultural science, Report 65.
- Meima J.A., van Zomeren A., Comans R.N.J., 1999. Complexation of Cu with dissolved organic carbon in municipal solid waste incinerator bottom ash leachates. *Environmental Science and Technology* **33**, 1424-1429.
- Monteith J.L., 1965. Evaporation and the atmosphere, In: G.E. Fogg (ed.), The State and Movement of Water in Living Organisms. 19th Symp. Soc. Exp. Biol., 205-234. The Company of biologists, Cambridge
- Naturvårdsverket, Rapport 4638, 1997. Generella riktvärden för förorenad mark.
- Naturvårdsverket, 2003. Efterbehandling av förorenade områden, kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering.
- Naturvårdsverket, 4918, 1999. Metodik för inventering av förorenade områden, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata.
- Naturvårdsverket, 4947, 1999. Metodik för inventering av förorenade områden, Analys- och testmetoder.
- Nilsson U., Larsson L., Håkansson K., 2002. Miljömässig karakterisering av sorterad bottenaska från Däva kraftvärmeverk, SGI rapport 2-0002-0097.
- NV, 2001. Naturvårdsverkets föreskrifter om miljörapport för tillståndspliktiga miljöfarliga verksamheter; NFS 2000:13.
- NV, 2004. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. NV 2004:10. Naturvårdsverket.
- Pohl P., Eriksson G., 1978. 220 +/-30 exempel i numeriska metoder. Teknisk Högskolelitteratur i Stockholm AB. THS-Kompendieförmedlingen, Fack, 100 44 Sthlm. ISBN 91-85486-34-2.
- Roth L., Eklund M., 2001. A systems analysis approach to the study of environmental pollution in the road environment. *Transportforum 2001*, D.1, Session 7, Linköping, Sweden.
- Roth L., Eklund M., 2003. Environmental evaluation of reuse of by-products as road construction materials in Sweden. *Waste Management* **23** (2): 107-116.
- Thunberg, J. 2001. Weathering and water quality in an area with mineralized till Liikavaara, Northern Sweden. Licentiate thesis, Dept of environmental engineering, Luleå univ. of technology, 2001:59.
- Todorovic, J. 2004. Diffusion tests for assessing leaching from incineration residues. Licentiate thesis, Dept. of Civil and environmental engineering, Luleå univ. of technology, 2004:14.
- Walterson E., 1999. Krom, Nickel och Molybden i samhälle och Miljö, En faktaredovisning av flöden, mängder och effekter i Sverige. Miljöforskargruppen (MFG).

Webreferenser

Gustafsson J.P. 2004. Visual MINTEQ. <http://www.lwr.kth.se/English/OurSoftware/vminteq/index.htm>.

TFE:s vädersida, 2004. Institutionen för tillämpad fysik och elektronik, Umeå Universitet. <http://www.tfe.umu.se/weather/index.asp>, <http://www.tfe.umu.se/weather/csv.html>.



Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

SE-581 93 Linköping, Sweden

Tel: 013-20 18 00, Int + 46 13 201800

Fax: 013-20 19 14, Int + 46 13 201914

E-mail: sgi@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se