

Föroreningstransport i grundvatten -En modelljämförelse

Contaminant transport in groundwater

-A comparison of models

Caroline Ekman

Referat

Föroreningstransport i grundvatten –En modelljämförelse

Caroline Ekman, Institutionen för geovetenskaper, Hydrologi, Uppsala Universitet

I detta examensarbete jämförs olika metoder att bedöma de hälsomässiga och miljömässiga risker som föreligger med ett kreosotförorenat markområde i Vansbro, Dalarna.

I en kompletterande undersökning belyses vikten av att stationära grundvattenmodeller kalibreras och valideras mot tidskompatibla indata. Tidsberoendet mellan yt- och grundvattennivåer på området i Vansbro studeras genom stegsvarsanalys. Resultaten visar att grundvattennivåerna på området anpassar sig mycket långsamt efter rådande ytvattennivåer. Grundvattennivåerna återspeglar således medelvärden av ytvattennivåerna över en mycket lång tidsperiod. Därför är användandet av sådana medelvärden för kalibrering och validering av modellerna det enda teoretiskt försvarbara alternativet.

Som ett första steg i jämförelsen mellan olika riskbedömningsmetoder utvärderas föroreningssituationen baserat på uppmätta föroreningskoncentrationer i jorden och med hjälp av Naturvårdsverkets generella samt branschspecifika riktvärden för förorenad mark. Därefter genomförs en platspecifik riskbedömning. Föroreningstransporten från markområdet till grundvattnet samt till ett närbeläget ytvatten beräknas med de matematiska modeller som användes av Naturvårdsverket vid framtagandet av ovannämnda riktvärden. Beräknade grundvattenkoncentrationer jämförs med uppmätta koncentrationer och resultaten visar på stora avvikelser. En känslighetsanalys utförs och inverkan av biologisk nedbrytning i akviferen utvärderas. Resultaten tyder på att avvikelserna mellan uppmätta och beräknade grundvattenkoncentrationer ej förklaras av att biologisk nedbrytning inte beaktas i modellerna utan att avvikelserna härrör från andra förenklingar och från osäkerheter i indata.

Slutligen genomförs en platspecifik riskbedömning, motsvarande den ovan, men denna gång utifrån uppmätta föroreningskoncentrationer i grundvattnet. De uppmätta grundvattenkoncentrationerna jämförs direkt mot Naturvårdsverkets riktvärden för grundvatten på förorenade områden. Risken för negativa ekologiska effekter i ytvattnet utvärderas utifrån det beräknade inflödet av förorenat grundvatten samt dess koncentration. Inflödet beräknas överslagsmässigt utifrån interpolerade grundvattennivåer samt med två numeriska grundvattenmodeller av olika hydrogeologisk komplexitet: en tredimensionell flödesmodell uppbyggd i Visual MODFLOW och en tvådimensionell modell uppbyggd i TWODAN. Grundvattenmodellerna jämförs med avseende på det beräknade inflödet och med avseende på deras förmåga att beskriva observerade grundvattenförhållanden. Resultaten tyder på att skillnaden i det, med de olika metoderna, beräknade inflödet är av liten betydelse för riskbedömningen i förhållande till osäkerheter förknippade med övriga parametrar. Störst betydelse för riskbedömningen får valet att utgå från uppmätta föroreningskoncentrationer i antingen jorden eller grundvattnet.

Nyckelord: förorenad mark, riskbedömning, föroreningstransport, grundvattenmodellering
ISSN 1401-5765

Abstract

Contaminant transport in groundwater -A comparison of models

Caroline Ekman, Department of Earth Sciences, Hydrology, Uppsala University

This thesis compares different methods for risk assessment of a creosote contaminated site in Vansbro, Dalarna.

In a complementary study the importance of using representative data for calibration and validation of stationary groundwater models is discussed. The time dependency between surface water levels and groundwater levels on the site in Vansbro is evaluated by step response analysis. The results show that the groundwater levels reflect only long-term variation in the surface water levels. Hence the use of such long-term means for calibration and validation of the stationary groundwater models is the only theoretically defensible alternative.

As a first step in the comparison of risk assessment methods the degree of contamination is evaluated on the basis of generic guideline values for contaminated soils, developed by the Swedish Environmental Protection Agency. The guidelines specifically developed for contaminated petrol stations are also taken into consideration.

Secondly, a site-specific evaluation is carried out. The transport of contaminants from the soil to the on-site groundwater and nearby surface water is calculated using the mathematical models behind the aforementioned guideline values. The calculated groundwater concentrations show a poor agreement with observed data and the thesis points out several possible explanations of this deviation. A sensitivity analysis is carried out and the influence of biodegradation during the transport in the aquifer is evaluated. The results indicate that the deviation between observed and calculated groundwater concentrations cannot be explained by the absence of biodegradation in the mathematical models, but rather by other simplifications and uncertainties in estimated model parameters.

Finally, a risk assessment is made on the basis of observed groundwater concentrations instead of observed soil concentrations as in the assessments above. Observed groundwater concentrations are compared with guideline values for groundwater on contaminated sites. The risk of negative environmental effects in the surface water is evaluated based on the estimated inflow of contaminated groundwater and its concentration of contaminants. The inflow is estimated from the interpolation of observed groundwater levels as well as with two numerical groundwater models of varying hydrogeological complexity: a three-dimensional flow model developed in Visual MODFLOW and a two-dimensional flow model developed in TWODAN. The models are compared with respect to the calculated inflows of contaminated groundwater into the surface water body as well as their ability to reproduce observed groundwater levels. The results indicate that the differences between the models, with respect to the calculated inflows, are of lesser importance to the risk assessment in comparison with the uncertainties associated with other parameters. The choice to base the assessment on observed contaminant concentrations in either the soil or the groundwater is shown to be of crucial importance.

Keyword: contaminated land, risk assessment, contaminant transport, groundwater modelling
ISSN 1401-5765

Förord

Detta examensarbete har utförts med data och handledning från SWECO VIAK, Stockholm. Det har varit ett gruppöverskridande projekt och innefattat såväl gruppen för Mark- och miljöteknik, som gruppen för Vattenresurser. Dataunderlaget, samt tidigare arbeten som ligger till grund för projektet, har ursprungligen tagits fram av SWECO för Banverkets räkning. Examensarbetet skall inte ses som ett försök att utvärdera tidigare modelleringsinsatser och bedömningar av föroreningsituationen vid det f.d. impregneringsområdet i Vansbro utan bör läsas utifrån sitt syfte: att jämföra olika metoder att uppskatta föroreningsutbredning samt att belysa den inverkan valet av modell kan få på bedömningen av risker och åtgärdsbehov.

Jag vill speciellt tacka Björn Holgersson, Vattenresurser, för att jag förutsättningslöst fått studera den modell han utvecklat över området och att jag fått tagit del av hans expertis och omfattande teknikkunskaper. Ett tack riktas även till: Banverket för att jag fått använda mig av det dataunderlag som tagits fram för deras räkning; Esbjörn Tagesson, Mark- och miljöteknik, som tidigare varit med om att bedöma detta dataunderlag samt Fritjof Fagerlund, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, för påpekandet om den fria fasens potentiella inverkan på fasfördelningen i den omättade markzonen.

Slutligen vill jag tacka: mina handledare Per Claesson och Yvonne Ohlsson från Mark- och Miljöteknik samt Kent Werner från Vattenresurser; min ämnesgranskare Auli Niemi, Institutionen för geovetenskaper, Hydrologi, Uppsala Universitet och min examinator Conny Larsson, Institutionen för geovetenskaper, Meteorologi, Uppsala Universitet.

INNEHÅLL

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	EXAMENSARBETETS SYFTE.....	1
1.3	ARBETETS OMFATTNING OCH RAPPORTENS UTFORMNING	2
2	ALLMÄNT OM MODELLERNA OCH MODELLERINGSVERKTYGEN	4
2.1	NATURVÅRDSVERKETS BEDÖMNINGSMETODIK OCH MODELLER	4
2.2	MODFLOW.....	14
2.3	TWODAN.....	17
3	INTRODUKTION TILL FALLSTUDIE	19
3.1	HISTORIK.....	19
3.2	GEOLOGI OCH HYDROLOGI	20
3.3	FÖRORENINGSSITUATIONEN	22
4	UTVECKLING AV MODELLER, MODELLANTAGANDEN OCH BERÄKNINGAR	25
4.1	MODFLOW	25
4.2	TWODAN.....	32
4.3	NATURVÅRDSVERKETS MODELLER	37
4.4	POTENTIELL INVERKAN AV BIOLOGISK NEDBRYTNING	43
4.5	KÄNSLIGHETSANALYS	45
5	RESULTAT	48
5.1	GRUNDEVATTENMODELLER	48
5.2	NATURVÅRDSVERKETS MODELLER	53
5.3	POTENTIELL INVERKAN AV BIOLOGISK NEDBRYTNING	59
5.4	KÄNSLIGHETSANALYS	61
6	DISKUSSION KRING RESULTATEN OCH REKOMMENDATIONER OM VIDARE UNDERSÖKNINGAR	67
6.1	GRUNDEVATTENMODELLERNA	67
6.2	NATURVÅRDSVERKETS MODELLER	69
6.3	POTENTIELL INVERKAN AV BIOLOGISK NEDBRYTNING	71
6.4	KÄNSLIGHETSANALYS	72
7	SLUTSATSER	74
	REFERENSER	77
	APPENDIX A: TIDSKOMPATIBILITET HOS INDATA	
	INLEDNING	A1
	TEORI	A4
	UTFÖRANDE	A5
	RESULTAT	A8
	DISKUSSION OCH SLUTSATS	A13
	APPENDIX B: UTREDNING AV FÖRORENINGSSITUATIONEN	
	KARTA ÖVER DET FÖRORENADE OMRÅDET OCH PROVPUNKTERNAS PLACERING	B1
	RESULTAT FRÅN JORDPROVSANALYSERNA.....	B2
	BEDÖMNING AV KREOSOTFÖRORENINGENS KEMISKA SAMMANSÄTTNING	B4
	APPENDIX C: GEOLOGISKA, HYDROGEOLOGISKA OCH HYDROLOGISKA DATA	
	KORNSTORLEKSANALYS.....	C1
	RESULTAT FRÅN UNIVERSALPERMEAMETERFÖRSÖK.....	C2
	UPPSKATTNING AV DEN HYDRAULISKA KONDUKTIVITETEN	C3
	YTVATTENNIVÅER OCH REFERENSNIVÅER	C4

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Historiskt sett har mark- och vattenresurser förorenats sedan lång tid tillbaka. Föroreningarna kan härröra från såväl diffusa källor som lokala punktkällor. Naturvårdsverket uppskattar att det i Sverige nu finns ca 38 000 lokalt förorenade markområden, där föroreningshalterna betydligt överstiger omgivningens (NVV, 2003).

Industri och myndigheter lägger årligen ner omfattande resurser på att bedöma och förebygga miljö- och hälsorisker förknippade med förorenade markområden. Till sin hjälp har de bl.a. den metodik för inventering, riskklassificering och riskbedömning av förorenad mark som Naturvårdsverket utarbetat. Riskbedömningen kan göras med olika ambitionsnivå beroende på riskbedömningens syfte, dataunderlagets omfattning samt tillgängliga ekonomiska resurser. Den enklaste formen av riskbedömning innebär att uppmätta föroreningshalter i marken jämförs med generella, alternativt branschspecifika, riktvärden för förorenad mark (NVV, 1998). Riktvärdena är framtagna av Naturvårdsverket för ett begränsat antal kemiska föreningar, och tänkta att gälla ett stort antal objekt under typiskt svenska förhållanden. I de fall dessa värden inte bedöms vara applicerbara eller inte finns framtagna för aktuella föreningar kan en fördjupad riskbedömning krävas.

Den fördjupade riskbedömningen kan genomföras genom en platsspecifik anpassning av de matematiska modeller som ligger bakom beräkningen av de generella och branschspecifika riktvärdena. Indata för modellerna väljs då utifrån information om förhållandena på det aktuella området. Alternativa metoder är möjliga, men ofta tidskrävande och kostsamma. Det finns därför ett behov av en ökad förståelse för de osäkerheter som finns associerade med ovanstående matematiska modeller, samt av utveckling och utvärdering av prisvärda alternativa riskbedömningsmetoder.

1.2 EXAMENSARBETETS SYFTE

Syftet med detta examensarbete är att jämföra olika metoder att beräkna föroreningstransporten från ett förorenat markområde till närliggande yt- och grundvatten. Modeller med olika grad av hydrogeologisk och hydrologisk komplexitet studeras för att påvisa vilken inverkan modellvalet kan ha på bedömningen av risker och saneringsbehov förknippade med ett förorenat markområde.

Examensarbetet syftar också till att identifiera speciellt betydelsefulla parametrar för beräkningen av ovanstående föroreningstransport då modellerna bakom Naturvårdsverkets generella och branschspecifika riktvärden används. Resultaten är tänkta att användas för att dirigera resurser under förundersökningarna dit de gör störst nytta.

1.3 ARBETETS OMFATTNING OCH RAPPORTENS UTFORMNING

Rapportens strukturella uppbyggnad och övergripande innehåll presenteras kortfattat nedan. Först i rapporten, i kapitel två, introduceras Naturvårdsverkets generella och branschspecifika riktvärden för förorenad mark samt de matematiska modeller och modelleringsverktyg som använts i examensarbetet. De modeller och modelleringsverktyg som använts är:

- **Naturvårdsverkets generella modell för föroreningstransport till yt- och grundvatten:** En analytisk modell framtagen av Naturvårdsverket i samband med beräkningen av Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.
- **Naturvårdsverkets branschspecifika modell för föroreningstransport till yt- och grundvatten:** En analytisk modell framtagen av Naturvårdsverket i samband med beräkningen av Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark på bensinstationer.
- **En modell för biologisk nedbrytning:** En modell för biologisk nedbrytning med vilken Naturvårdsverkets branschspecifika modell ovan har kompletterats.
- **Modflow:** En numerisk modell för tredimensionellt grundvattenflöde.
- **Twodan:** En numerisk modell för tvådimensionellt grundvattenflöde.

I kapitel tre presenteras geologi, hydrologi och föroreningssituation på ett förorenat markområde i Vansbro, Dalarna, för vilket ovanstående modeller, under så likartade antaganden som möjligt, anpassats. Här bedöms även, preliminärt, föroreningssituationens omfattning och allvar utifrån Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden (NVV, 1999).

Kapitel fyra redogör för examensarbetets utförande, vilket i stora drag är som följer:

- En tvådimensionell grundvattenmodell har byggts upp över området i Vansbro med hjälp av programvaran Twodan. Modellen beskriver grundvattenflödet vid det förorenade området och inkluderar en modul för partikelspårning. I rapporten kommer denna modell att hänvisas till som Twodanmodellen.
- Twodanmodellen har jämförts med en befintlig tredimensionell grundvattenmodell uppbyggd i Visual Modflow i samband med en tidigare utvärdering av föroreningssituationen på området (SWECO, 2001c). Grundvattenmodellerna har jämförts med avseende på beräknat utflöde av förorenat grundvatten till ett vattendrag i anslutning till det förorenade markområdet, Vanån. Storleken på utflödet har beräknats med hjälp av resultaten från partikelspårningen och respektive programvaras beräkningsverktyg för vattenbalans. Storleken på utflödet, i kombination med uppmätta föroreningskoncentrationer i grundvattnet och antaganden om Vanåns omsättningshastighet, har använts för att uppskatta de resulterande ytvattenkoncentrationerna. Risken med de beräknade ytvattenkoncentrationerna har sedan bedömts utifrån humantoxikologiska och ekotoxikologiska data.
- Naturvårdsverkets generella och branschspecifika modell för föroreningstransport till yt- och grundvatten har implementerats i programmeringsspråket Matlab. Beräknade koncentrationer i grundvattnet har jämförts modellerna emellan och med uppmätta koncentrationer i ett observationsrör beläget nedströms det förorenade området. Den branschspecifika modellen har dessutom kompletterats med en modell

för biologisk nedbrytning och studerats med avseende på dess känslighet för osäkerheter i indata. Känslighetsanalysen har genomförts med en kombination av uppskattade verkliga osäkerhetsintervall och procentuella förändringar i indata.

Kapitel fem presenterar resultaten från ovanstående undersökningar. I kapitel sex diskuteras innebörden av dessa resultat och förslag ges till vidare undersökningar. Slutsatserna från examensarbetet presenteras i kapitel sju.

I Appendix B och C redovisas de data, beräkningar och antaganden som ligger till grund för valet av parametervärden för modellerna och som av utrymmesskäl inte inkluderats i huvudrapporten.

I Appendix A redovisas genomförandet och resultaten av en studie som faller utanför examensarbetets ursprungliga syfte. Syftet med studien är att lyfta fram frågan om vilka värden som bör användas på yt- och grundvattennivåer vid kalibrering och validering av stationära grundvattenmodeller och att försöka besvara den specifikt för det förorenade markområdet i Vansbro. Tidsberoendet mellan grundvattennivåer och ytvattennivåer vid impregneringsområdet i Vansbro har undersökts genom stegsvarsanalys. Grundvattennivåernas förändring som ett resultat av en plötslig förändring av ytvattennivån i det intilliggande vattendraget har modellerats dels analytiskt, genom implementering av en lösning till Boussinesqs ekvation i Matlab, dels numeriskt med hjälp av transienta simuleringar i Visual Modflow.

2 ALLMÄNT OM MODELLERNA OCH MODELLERINGSVERKTYGEN

2.1 NATURVÅRDSVERKETS BEDÖMNINGSMETODIK OCH MODELLER

2.1.1 Generella riktvärden

Naturvårdsverket har tagit fram generella, ämnesspecifika riktvärden för förorenad mark. Syftet är att underlätta bedömningen av risker förknippade med en viss föroreningsituation samt behovet av eventuella åtgärder. Riktvärdena är tänkta att gälla för ett stort antal objekt runt om i landet och har beräknats under antaganden om typiska svenska förhållanden vad gäller geologi, hydrogeologi och hydrologi. De markerar en föroreningsnivå, som inte bör överskridas om man vill undvika oönskade hälsomässiga och miljömässiga effekter (NVV, 1997).

De generella riktvärdena finns definierade för tre typer av markanvändning (NVV, 1997):

KM	<i>Känslig markanvändning</i> Markkvaliteten begränsar inte val av markanvändning och grundvattnet skyddas. Målgrupp antas vara permanent boende på området under en livstid. De flesta markekosystem skyddas och ekosystem i närbelägna ytvatten skyddas. Exempel på känslig markanvändning är bostadsområden, lekplatser och jordbruk.
MKM GV	<i>Mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag</i> Markkvaliteten begränsar val av markanvändning. Grundvatten tas ut på ett visst avstånd från området. Målgruppen antas vistas på området under sitt yrkesutövande, barn tillfälligt. Ekosystem i närbeläget ytvatten och markekosystem av betydelse för markanvändningen skyddas. Exempel på mindre känslig markanvändning är kontor, industriområden och vägar.
MKM	<i>Mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag</i> Som ovan, men utan grundvattenuttag.

Definitionen av markanvändningsområdet påverkar den beräknade exponeringsgraden för människan och nivån på miljöskyddet. De exponeringsvägar för människan som beaktas är (NVV, 1997):

1. Direktintag av jord.
2. Hudkontakt med jord och damm.
3. Inandning av damm.
4. Inandning av ångor.
5. Intag av grundvatten från området.
6. Intag av grönsaker och grödor som odlats på området.
7. Intag av fisk från närbelägna vattendrag.

För varje exponeringsväg beräknas en referenskoncentration i marken. Referenskoncentrationen motsvarar den föroreningskoncentration, som i sig ger upphov till en exponering motsvarande det dagliga tolerabla intaget för den definierade

målgruppen. De sju referenskoncentrationerna vägs sedan samman till ett värde på den maximala föroreningskoncentration som kan accepteras i marken ur ett humantoxikologiskt perspektiv, $C_{\text{hälsa}}$. Den sammanvägda koncentrationen kommer att vara mindre än de sju referenskoncentrationerna var för sig och beräknas som det harmoniska medelvärdet (NVV, 1997):

$$C_{\text{hälsa}} = \frac{1}{\frac{1}{C_1} + \frac{1}{C_2} + \frac{1}{C_3} + \frac{1}{C_4} + \frac{1}{C_5} + \frac{1}{C_6} + \frac{1}{C_7}} \quad (1)$$

Vad gäller ekologiska effekter så är det framförallt funktionaliteten hos markekosystemet på området som beaktas och de toxikologiska riskerna för akvatiska organismer vid spridning till närbelägna ytvatten. De ekotoxikologiska riktvärdena för marken på det förorenade området, E_{mark} , baserar sig i huvudsak på nederländska riktvärden. Ytvattenkriterierna är hämtade framförallt från USA och Canada. På samma sätt som för de humantoxikologiska referenskoncentrationerna beräknas den maximala föroreningskoncentration som kan accepteras i marken utifrån den maximala exponeringen för akvatiska organismer som kan tolereras, E_{ytvatten} . Det lägsta av dessa ekotoxikologiska riktvärden bestäms till den ekotoxikologiska referenskoncentrationen för marken i området, $C_{\text{miljö}}$.

Som generellt riktvärde för den förorenade marken väljs den lägsta av den humantoxikologiska och ekotoxikologiska referenskoncentrationen. Ibland kan även andra faktorer vägas in i riktvärdesbestämningen om de är begränsande för de koncentrationer som kan accepteras, ex. smak- och luktproblem i samband med dricksvattenuttag. Inga riktvärden har dock satts under 90-percentilen av de bakgrundshalter som uppmätts på landsbygden (NVV, 1997).

I det här examensarbetet kommer Naturvårdsverkets generella riktvärden för mark att diskuteras specifikt för PAH (polycykliska aromatiska kolväten). Dessa redovisas därför i tabell 1 nedan, för de olika markanvändningsområden som listats ovan. Cancerogena PAH är angivet som summan av: benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren och dibenso(a,h)antracen. Övriga PAH beräknas som summan av: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren och dibenso(ghi)perylen.

Tabell 1: Naturvårdsverkets generella riktvärden för PAH i mark [mg/kgTS].

	KM	MKM GV	MKM
Σ Cancerogena PAH	0,3	7	7
Σ Övriga PAH	20	40	40

2.1.2 Branschspecifika riktvärden

Naturvårdsverket i samarbete med Svenska Petroleum Institutet, tog 1998 fram riktvärden för mark på förorenade bensinstationer, s.k. branschspecifika riktvärden. Dessa var tänkta att omfatta de substanser som är vanligt förekommande på bensinstationer och som endast bristfälligt innefattats i de generella riktvärden som Naturvårdsverket redovisade 1997. I samband med detta modifierades även till viss del

den matematiska modellen och de geologiska och hydrologiska antaganden, som ligger bakom beräkningen av riktvärdena (NVV, 1998).

Vid framtagandet av de branschspecifika riktvärdena definierades ytterligare två markanvändningsområden:

PARK *Park*

Markkvaliteten begränsar val av markanvändning, men grundvattnet skyddas. Målgruppen antas vistas tillfälligt eller regelbundet, men kortvarigt på området. Diverse fritidsaktiviteter antas förekomma på objektet, exempelvis tältning, bär- och svamplockning. Ekoskydd motsvarande KM.

MLU *Mark med litet utnyttjande*

Skydd för människan motsvarande Park, men ekoskydd motsvarande MKM.

Dessutom kan de branschspecifika riktvärdena anpassas till den dominerande jordarten, samt hur djupt under markytan föroreningen är belägen. Allt det ovanstående påverkar den beräknade och accepterade exponeringsgraden för människa och miljö och därmed de föroreningskoncentrationer i marken som kan tolereras. Riktvärdena har beräknats för tre jordarter: genomsläppliga, normaltäta och täta; samt för tre föroreningsdjup: <0,7 m, 0,7-2 m och >2 m. I det fall skillnaderna varit små mellan olika antaganden om jordarter och/eller djup, så har endast ett värde ansatts som riktvärde. I tabell 2 nedan redovisas Naturvårdsverkets branschspecifika riktvärden för PAH i mark, riktvärdena gäller för samtliga jordarter.

Tabell 2: Naturvårdsverkets branschspecifika riktvärden för PAH i mark [mg/kgTS].

Djup [m]	KM			MKM GV			MKM			PARK			MLU		
	<0,7	0,7-2	>2	<0,7	0,7-2	>2	<0,7	0,7-2	>2	<0,7	0,7-2	>2	<0,7	0,7-2	>2
Σ Cancerogena PAH	0,3			8	40		8	40		8	20		8	40	
Σ Övriga PAH	20			40			40			20			40		

I samband med framtagandet av de branschspecifika riktvärdena för förorenad mark tog Naturvårdsverket även fram riktvärden för PAH i grundvattnet. Dessa är tänkta att gälla för samtliga objekt i landet och redovisas i tabell 3 nedan.

Tabell 3: Rekommenderade branschspecifika riktvärden för grundvatten [µg/l].

	Riktvärde för grundvatten [µg/l]
Σ Cancerogena PAH	0,2
Σ Övriga PAH	10

2.1.3 Platsspecifika riktvärden

Som tidigare nämnts bygger de generella och branschspecifika riktvärdena på ett antal antaganden om storleken på det förorenade området, avstånd till ytvatten och grundvattenuttag, markens geologiska och hydrogeologiska egenskaper, samt aktuella exponeringsvägar för människan. I det fall dessa antaganden inte överrensstämmer med situationen på ett objekt, eller om riktvärden saknas för en specifik förorening, så kan platsspecifika riktvärden beräknas. Ibland kan exempelvis enskilda exponeringsvägar uteslutas och motsvarande referenskoncentrationer strykas ur beräkningarna. Det kan

också finnas behov av att omvärdera enskilda referenskoncentrationer med hjälp av platsspecifik information om de miljömässiga förhållandena på objektet.

En riskfaktor som ofta blir aktuell att utvärdera med hjälp av platspecifik information är den potentiella spridningen av föroreningar från det förorenade markområdet till närbelägna vattendrag.¹ Vanligt är då att spridningsrisken utvärderas med hjälp av Naturvårdsverkets generella eller branschspecifika modell för föroreningstransport till ytvatten (se vidare nästa stycke). I mån av resurser förekommer det också att andra metoder används vilket framgår av den Modflowmodell, som finns redovisad senare i avsnitt 4.1.

De yt- och grundvattenkriterier, som enligt beräkning skall uppfyllas för att en föroreningssituation inte skall bedömas utgöra en oacceptabel risk för människa och miljö redovisas i tabell 4 nedan. Naturvårdsverkets riktvärden för cancerogena och övriga PAH grundar sig på kanadensiska ytvattenkriterium för benso(a)pyren respektive USEPA:s ytvattenkriterier för fenantren och fluoranten. Tillgången på ekotoxikologiska data för PAH-föreningar är dock liten och Naturvårdsverket påpekar att uppdaterad information bör användas i mån av tillgänglighet (NVV, 1997). I det informationsunderlag som legat till grund för tidigare arbeten framstår alger ha störst känslighet, både vad gäller gruppen cancerogena och övriga PAH, förutsatt att de exponeras för benso(a)antracen respektive naftalen. EC50, 72h, för dessa två substanser har därför inkluderats i tabellen nedan (SWECO, 2001c).

Tabell 4: Humantoxikologiska och ekotoxikologiska data för PAH [$\mu\text{g/l}$] (NVV, 1998).

	Dricksvatten	Ytvatten _{tox} ^(c)	Ytvatten _{ekotox}	EC50, 72h, Alger ^(f)
Σ Cancerogena PAH	0,2 ^(a)	0,031	0,015 ^(d)	1
Σ Övriga PAH	10 ^(b)	0,031	10 ^(e)	0,1

(a) Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten (SLV, 1993)

(b) Guidelines for contaminated sites in Ontario (Ontario MOEE, 1996)

(c) Ambient Water Quality Criteria Fish Residue Values (USEPA, 1996)

(d) Canadian Water Quality Guidelines (CCME, 1998)

(e) Ecotox Thresholds (USEPA, 1996)

(f) Arbetarskyddsnämnden (1991-2000): Kemiska ämnen 7.0

2.1.4 Modeller för spridning till yt- och grundvatten

2.1.4.1 Matematisk beskrivning av föroreningfördelningen i mark

Föroreningarna transporteras med infiltrerande markvatten till underliggande grundvatten och transporteras sedan vidare med grundvattnet till ett närbeläget ytvatten. Det första steget är således att bestämma föroreningens fördelning mellan jordens tre faser i den vattenomättade zonen: fast materia, markvatten och markluft. Fördelningen mellan faserna antas befinna sig i jämvikt och jämviktskoncentrationerna beräknas med fugacitetsmodellen (NVV, 1997):

$$C_{s\rho_b} = \rho_b K_d C_w + \theta_a H C_w + \theta_w C_w \quad (2)$$

tot fast materia markluft markvatten

¹ Muntlig information, Yvonne Ohlsson, SWECO VIAK

där:

C_s är totalkoncentrationen i jorden [mg/kgTS]

ρ_b är torrdensiteten för jord [kg/dm^3]

C_w är porvattenkoncentrationen [mg/l]

K_d är fördelningskoefficienten jord/vatten [l/kg]

θ_a är jordens lufthalt [dm^3 luft/ dm^3 jord]

θ_w är jordens vattenhalt [dm^3 vatten/ dm^3 jord]

H är Henrys konstant

Följande modellantaganden föreligger:

- Föroreningskoncentrationen i marken antas konstant i tiden, d.v.s. ingen biologisk nedbrytning antas förekomma och ingen minskning till följd av urlakning.
- Fugacitetsmodellen är en linjär adsorptionsmodell, där den jämvikt som antas råda mellan de tre faserna styrs av två proportionalitetskonstanter. K_d är proportionalitetskonstant för jämvikten mellan fast fas och vätska. H är proportionalitetskonstant för jämvikten mellan vätska och gas.
- För organiska föreningar antas K_d -värdet vara proportionellt mot halten organiskt kol i jorden: $K_d=f_{oc}\cdot K_{oc}$, där f_{oc} är viktfractionen organiskt kol i jorden och K_{oc} är fördelningskoefficienten mellan vatten och organiskt kol.

Koncentrationen i markvattnet blir således en funktion av ett antal markkaraktäristiska och förorenings specifika parametrar:

$$\rightarrow C_w=f(C_s, H, K_{oc}, f_{oc}, \theta_a, \theta_w, \rho_b)$$

Ovanstående beräkningsmodell är gemensam för både de generella och de branschspecifika riktvärdena, men värdet på de markkaraktäristiska parametrarna f_{oc} , θ_a och θ_w har varierats med jordart och djup vid beräkningen av de branschspecifika.

2.1.4.2 Spridning av föroreningar till grundvattnet

Det infiltrerande markvattnet antas spädas ut i akviferen genom omblandning och uppblandning med rent vatten, som infiltrerat uppströms och nedströms det förorenade området. Koncentrationen i en brunn nedströms det förorenade området beräknas således genom att porvattenkoncentrationen multipliceras med en utspädningsfaktor DF_{gw} :

$$C_{gw}=DF_{gw}C_w \quad (3)$$

där:

C_{gw} är grundvattenkoncentrationen på ett visst avstånd nedströms området [mg/l]

DF_{gw} är utspädningsfaktorn mellan porvattnet och grundvattnet

C_w är porvattenkoncentrationen [mg/l]

I den modell som ligger bakom framtagandet av de generella riktvärdena (hädanefter hänvisad till som Naturvårdsverkets generella modell) beräknas utspädningsfaktorn som kvoten mellan infiltrationen av markvatten från det förorenade området och det totala flödet av vatten genom den resulterande föroreningsplymen (fig. 1). Matematiskt definieras detta som (NVV, 1997):

$$DF_{gw} = \frac{WIL}{Wd_{mix}Ki + WIL + WIX} = \frac{\text{Infiltration från området}}{\text{Totalt flöde av förorenat vatten}} \quad (4)$$

där:

I är infiltrationen [m/år]

L är det förorenade områdets längd parallellt med flödesriktningen [m]

W är det förorenade områdets bredd vinkelrätt med flödesriktningen [m]

X är avståndet från området till brunnen [m]

d_{mix} är tjockleken på omblandningszonen i akviferen [m]

K är hydrauliska konduktiviteten [m/år]

i är den hydrauliska gradienten [-]

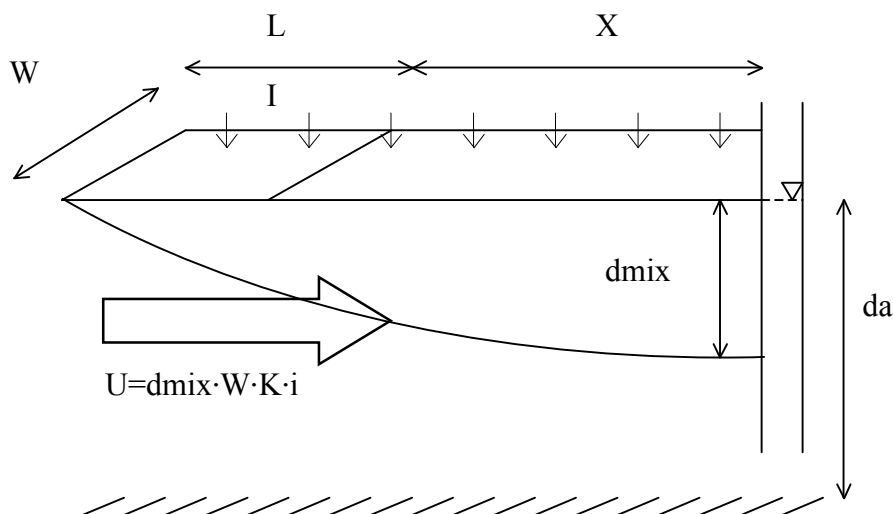
Omblandningszonen är ett resultat av vertikal transversell dispersion och omblandning orsakad av rörelseenergin hos infiltrerande vattnet. Dess djup beräknas som (NVV, 1997):

$$d_{mix} = \sqrt{0.0112(L + X)^2} + d_a \left(1 - e^{-\frac{LI}{Kd_a}} \right) \quad (5)$$

där

d_a är akviferens medelmäktighet [m]

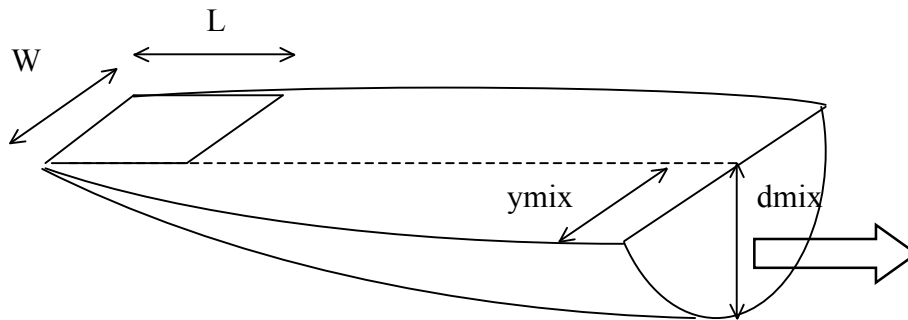
(Notera att omblandningszonen inte kan vara större än akviferens mäktighet, $d_{mix} \leq d_a$)



Figur 1 Konceptuell modell för beräkningen av utspädningsfaktorn mellan porvattenkoncentration och grundvattenkoncentration, DF_{gw} . Modell bakom beräkningen av de generella riktvärdena.

I den matematiska modell som användes vid framtagandet av de branschspecifika riktvärdena (hädanefter hänvisad till som Naturvårdsverkets branschspecifika modell) har ytterligare en omblandningszon med horisontell utsträckning definierats (fig. 2). Den nyttillkomna omblandningszonen är ett resultat av horisontell transversell dispersion och beräknas (NVV, 1998):

$$y_{mix} = \sqrt{0.0112(L + X)^2} \quad (6)$$



Figur 2 Konceptuell modell för beräkningen av den vertikala och horisontella omblandningszonen. Modell bakom beräkningen av de branschspecifika riktvärdena.

Utspänningsfaktorn för spridningen till grundvattnet beräknas således i den branschspecifika modellen som:

$$DF_{gw} = \frac{ILW}{d_{mix}(2y_{mix} + W)Ki + IL(y_{mix} + W) + IX(y_{mix} + W)} \quad (7)$$

2.1.4.3 Spridning av föroreningar till ett närbeläget ytvatten

I den generella modellen uppskattas den resulterande föroreningskoncentrationen i ett närbeläget vattendrag med hjälp av koncentrationen i tillströmmande grundvatten och en utspänningsfaktor, DF_{sw} :

$$C_{sw} = DF_{sw} C_{gw} \quad (8)$$

där

C_{sw} är föroreningskoncentrationen i ett närbeläget ytvatten [mg/l]

DF_{sw} är utspänningsfaktorn mellan grundvattnet och ytvattnet.

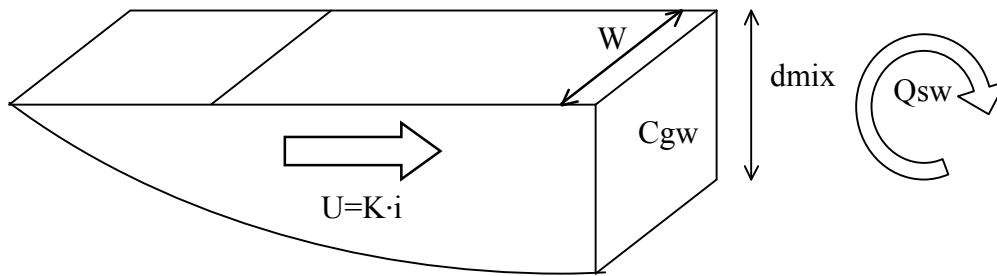
Utspänningsfaktorn beräknas som kvoten mellan utflödet av förorenat grundvatten, Q_{gw} , och ytvattnets omsättning, Q_{sw} (fig. 3). Matematiskt definieras detta som:

$$DF_{gw} = \frac{Q_{gw}}{Q_{sw}} = \frac{Wd_{mix}Ki}{V_{sw}k_T} \quad (9)$$

där

V_{sw} är vattendragets uppskattade volym [m^3]

k_T är omsättningshastigheten [1/år]



Figur 3 Konceptuell modell för beräkningen av utspädningsfaktorn mellan grundvattenkoncentration och ytvattenkoncentration, DF_{sw} . Modell bakom beräkningen av de generella riktvärdena.

I den branschspecifika modellen antas allt markvatten som infiltrerar från det förorenade området komma ut i vattendraget. Ytvattenkoncentrationen beräknas således som produkten av markvattenkoncentrationen och en utspädningsfaktor som beror av storleken på infiltrationen i förhållande till vattendragets omsättning (fig. 4):

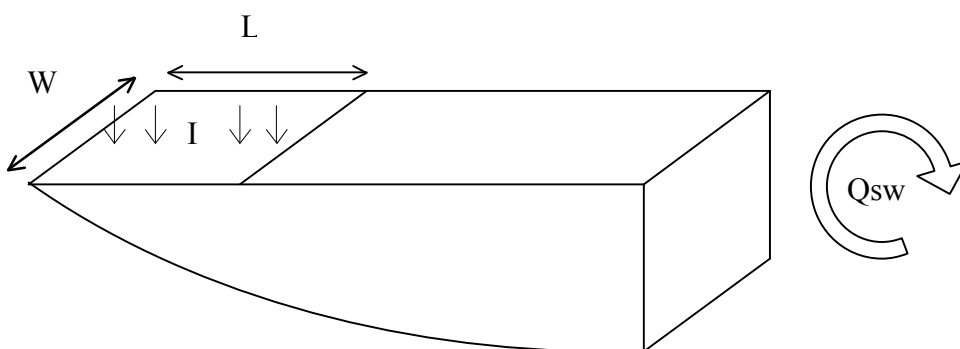
$$C_{sw} = DF_{sw}^* C_w \quad (10)$$

där

DF_{sw}^* är utspädningsfaktorn mellan porvatten och ytvatten enligt modellen för beräkningen av de branschspecifika riktvärdena

DF_{sw}^* beräknas som:

$$DF_{sw}^* = \frac{LWI}{V_{sw} k_T} \quad (11)$$



Figur 4 Konceptuell modell för beräkningen av utspädningsfaktorn mellan markvattenkoncentration och ytvattenkoncentration, DF_{sw}^* . Modell bakom beräkningen av de branschspecifika riktvärdena.

2.1.4.4 Antaganden om utspädning för riktvärdena

Då de generella riktvärdena för ett MKM-område beräknades gjordes bl.a. följande antaganden om områdets geologi och hydrologi:

- $X=500^2$ m
- $d_a=10$ m
- $L \cdot W=2500$ m²
- $I=50$ mm/år.
- $K=1 \cdot 10^{-5}$ m/s
- $i=0,02$ m/m

Under dessa förutsättningar bestämdes utspädningsfaktorn mellan porvatten och grundvatten till $DF_{gw}=1/30$. Utspädningsfaktorn mellan grundvatten och ytvatten bestämdes till $DF_{sw}=1/4000$, under antagandet om ett utflöde av förorenat grundvatten motsvarande 250 m³/år och en omsättning i vattendraget motsvarande 1 000 000 m³/år. Den totala utspädningsfaktorn mellan porvatten och ytvatten (motsvarande $DF \cdot sw$ för den branschspecifika modellen) ansattes till 1/60000.

Vid beräkningen av de branschspecifika riktvärdena ändrades följande antaganden:

- $I=200$ mm/år.
- $L \cdot W=1000$ m²
- $d_a=20$ m

De utspädningsfaktorer som beräknades för ett MKM-område var $DF_{gw}=1/80$ och $DF \cdot sw=1/5000$

2.1.5 Modell för biologisk nedbrytning

Naturvårdsverket ger i sin rapport (NVV, 1998) ett förslag om hur den branschspecifika modellen skulle kunna kompletteras med en modell för biologisk nedbrytning. Modellen avser endast biologisk nedbrytning under transport i akviferen, inte nedbrytning i det primärt förorenade markområdet. Lakvattenkoncentrationen antas sålunda fortsatt konstant i tiden.

Nedbrytningen antas kunna beskrivas med en första ordningens reaktion, d.v.s. att nedbrytningshastigheten är proportionell mot substratkoncentrationen:

$$\frac{dC}{dt} = -\lambda C \quad (12)$$

där

C är substratkoncentrationen i vattnet [mg/l]

λ är hastighetskonstanten för nedbrytningen [1/år]

lösningen till ovanstående differentialekvation ges av:

$$C = C_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (13)$$

Antagandet om att nedbrytningen kan approximeras med en första ordningens reaktion förutsätter att tillgången på elektronacceptorer och andra näringsämnen är obegränsad och att nedbrytningshastigheten därmed helt begränsas av substratkoncentrationen i

² Antagandet gäller för MKM. För KM antas brunnen ligga precis på gränsen av området, d.v.s. $X=0$.

vattnet (NVV, 1998). För höga substratkoncentrationer riskerar en första ordningens reaktion dock att överskatta nedbrytningen även om ovanstående kriterier uppfylls (Bekins, 1997).

Den grundvattenburna föroreningstransporten antas kunna beskrivas av ett endimensionellt flöde under stationära förhållanden, där återadsorptionen försummas och den biologiska nedbrytningen antas proportionell mot föroreningskoncentrationen enligt (12) ovan:

$$D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + v \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C = 0 \quad (14)$$

dispersion advektion biologisk nedbrytning

där

D_L är den longitudinella dispersionskoefficienten

v är grundvattnets medelhastighet

x är avståndet från föroreningskällan

Under antagande att koncentrationen vid källan är konstant och att koncentrationen på ett oändligt avstånd från källan är noll: $C(x=0)=C_0$; $C(x \rightarrow \infty) \rightarrow 0$, så kan koncentrationen av en förorening på ett avstånd x nedströms källan beskrivas som:

$$C(x) = C_0 \cdot e^{\left(\frac{(v-u)x}{2D_L}\right)} \quad (15)$$

där

$$v = \frac{Ki}{n_e} \quad , \quad n_e \text{ är den effektiva porositeten} \quad (16)$$

och

$$u = v \sqrt{1 + \frac{4\lambda D_L}{v^2}} \quad (17)$$

I ovanstående uttryck tas ingen hänsyn till den utspädning som sker i akviferen till följd av omblandningen, infiltrationen från mellanliggande områden och vattenflödet uppströms området. Det förorenade grundvattnets kontinuerliga utspädning med avståndet från området till följd av dessa processer, den gradvisa sänkningen av föroreningskoncentrationen och följaktligen nedbrytningshastigheten är alltså inte medräknad. Vid implementeringen av ovanstående modell för biologisk nedbrytning i Naturvårdsverkets modell för föroreningstransport till yt- och grundvatten, har utspädningen antagits ske momentant. Man kan se i (15) att det slutgiltiga matematiska uttrycket blir detsamma oavsett om utspädningen antas ske momentant vid själva infiltrationen eller på bestämt avstånd från källan:

$$C_{gw} = DF_{gw} C_w \cdot e^{\left[\frac{(v-u)x}{2D_L}\right]} \quad (18)$$

2.2 MODFLOW

MODFLOW är en programkod för numerisk modellering av tredimensionellt, mättat grundvattenflöde. Den utgör kärnan i flera modelleringsverktyg för grundvattenflöde, exempelvis Visual Modflow som använts i det här examensarbetet (Waterloo Hydrogeologic, 1999). Visual Modflow är ett GIS-kompatibelt modelleringsverktyg för både flödes- och transportsimuleringar. Grundvattenmodellen kan vid behov kompletteras med modeller för exempelvis partikelspårning (MODPATH) och ämnestransport (MT3D).

MODFLOW är ett utbrett och allmänt vedertaget modelleringsverktyg i hydrogeologiska sammanhang och användningsområdet är brett (Kresic, 1997). Modelleringsverktyg av den här typen kan användas i utbildningssyfte för att undersöka och studera allmänna hydrogeologiska fenomen eller öka förståelsen för de hydrogeologiska förhållandena på en specifik plats. De kan också användas i syfte att prediktera effekterna av potentiella åtgärder eller hypotetiska scenarier.

MODFLOW använder en numerisk motor för att lösa den differentialekvation som styr flödet av en vätska med konstant densitet genom ett anisotropiskt, poröst medium (Kresic, 1997):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W(t) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (19)$$

där

h är den hydrauliska höjden [m]

t är tiden [s]

S_s är magasinkoefficienten hos det porösa mediet [s^{-1}]

$W(t)$ är en källterm/sänkterm, uttryckt som flöde per volymenhet [s^{-1}]

$\frac{\partial h}{\partial x}$, $\frac{\partial h}{\partial y}$, $\frac{\partial h}{\partial z}$ är den hydrauliska gradientens komponenter i x-, y- och z-led [-]

K_{xx} , K_{yy} , K_{zz} är den hydrauliska konduktiviteten längs rumskoordinataxlarna x, y, z, vilka antas parallella med konduktivitetens huvudaxlar [m/s].

Magasinkoefficienten och värdet på den hydrauliska konduktiviteten är i sin tur oftast en funktion i rummet, d.v.s. de varierar mellan olika delar av modelldomänen. Värdet på källtermen/sänktermen kan dessutom variera i tiden. Variationen av dessa och andra hydrogeologiska parametrar är oftast svår att beskriva och är i sig en stor källa till osäkerhet vid modellering.

För att ovanstående differentialekvation skall generera en lösning krävs specificering av randvillkor och initialvillkor, vilket innebär att man specificerar systemets interaktion med omgivningen samt dess tillstånd vid tiden $t=0$.

De randvillkor, som begränsar och definierar modelldomänen kan vara antingen fysiska eller hydrauliska (Kresic, 1997). De fysiska randvillkoren utgörs av väldefinierade geologiska och hydrologiska formationer, som permanent påverkar grundvattenflödet enligt givna förutsättningar. Ett exempel på detta kan vara en impermeabel geologisk

formation eller en stor ytvattenförekomst som står i direktkontakt med den modellerade akviferen. De hydrauliska randvillkoren däremot är antaganden om grundvattenströmningen, som implementeras i modellen. Det kan vara t.ex. uppmätta grundvattennivåer, antaganden om grundvattenbildning eller utsträckningen av en grundvattendelare. De hydrauliska randvillkoren är oftast svårare att bestämma till läget och de kan variera i tiden. De hydrauliska randvillkor som väljs bör därför vara lokaliserade tillräckligt långt bort från intresseområdet för att ha minimal inverkan på de modellberäknade grundvattennivåerna inom intresseområdet.

Matematiskt kan man skilja på tre typer av randvillkor (Kresic, 1997):

1. Randvillkor med specificerad hydraulisk höjd. Ett exempel på detta är stora ytvattenförekomster som modelleras med konstant eller tidsberoende hydraulisk höjd. Den hydrauliska höjden i dessa celler är oberoende av flödesmönstret i den övriga modelldomänen.
2. Randvillkor med specificerat flöde. Exempel på detta är grundvattendelare, som modelleras med en linje över vilken inget flöde sker, grundvattenbildning, läckage till och från överliggande och underliggande lager och grundvattentäcker.
3. Randvillkor med potentialbetingat flöde. Exempel på detta är ett vattendrag med semipermeabelt bottensediment eller en dräneringskanal. Flödet mellan modellcellerna och cellerna i randen beräknas utifrån skillnaden i hydraulisk höjd och en konduktanstern.

Förutom för väldigt enkla system är en analytisk lösning av ekvation (19) knappast möjlig (ex. Strack, 1989). Lösningen måste därför approximeras med hjälp av olika numeriska metoder. I MODFLOW används den finita differensmetoden. Att en differentialekvation löses med hjälp av finita differenser förutsätter att den diskretiseras med avseende på tid och rum. Den kontinuerliga rumsdomänen ersätts med ett antal punkter, noder, i vilka lösningen beräknas vid en given tid. Detta betyder att differentialekvationen ersätts med ett algebraiskt ekvationssystem, med lika många obekanta som det finns noder. Ekvationssystemet löses sedan med någon iterativ process.

Praktiskt innebär detta att modelldomänen styckas upp i ett antal mindre enheter, celler. Inom varje cell antas de hydrogeologiska egenskaperna konstanta och storleken på cellerna svarar således mot modellens rumsliga upplösning. I centrum av varje cell finns beräkningsnoden och dess beräknade värde på den hydrauliska höjden antas gälla för hela cellen. Cellindelningen kan göras uniform över modelldomänen, men det är också möjligt att öka upplösningen på modellen inom det område som är av störst intresse och som kräver noggrannare beräkningar.

MODFLOW kan simulera grundvattennivåer under både stationära och transienta förhållanden. Att stationära förhållanden råder är detsamma som att säga att systemet befinner sig i vila och att grundvattennivåerna i modelldomänen befinner sig i jämvikt med externa och interna randvillkor. Transienta förhållanden däremot innebär att jämvikten har rubbats, t.ex. genom en plötslig höjning av vattennivån i ett närliggande ytvatten eller en nystartad pumpning. Vid transienta förhållanden måste initialvillkor specificeras, motsvarande de grundvattennivåer som gällde innan störningen, samt de tidpunkter för vilka nya grundvattennivåer skall beräknas. Resultatet blir en tidsserie med samma upplösning som antalet specificerade tidpunkter. Även här finns

möjligheten till ökad upplösning inom det tidsintervall som är av störst intresse, eller då de transienta förloppen är som störst.

MODPATH är ett program som beräknar den advektiva transporten av partiklar utifrån de värden på den hydrauliska höjden som beräknats med MODFLOW. MODPATH genererar tredimensionella flödeslinjer och beräknar de simulerade partiklarnas läge vid specificerade tidpunkter. Med andra ord är det ett verktyg för att visualisera spridningens rumsliga utbredning och hastighet.

Advektiv transport innebär att partiklarna antas förflyttas med samma hastighet som det strömmande grundvattnet och beräknas således som (Strack, 1989):

$$\bar{v} = -\left(\frac{K_{xx}}{n_e} \frac{\partial h}{\partial x}, \frac{K_{yy}}{n_e} \frac{\partial h}{\partial y}, \frac{K_{zz}}{n_e} \frac{\partial h}{\partial z}\right) \quad (20)$$

där

\bar{v} är grundvattnets medelhastighetsvektor

Omfattande kunskaper om ett områdes geologi och hydrologi kan således krävas för att bygga en grundvattenmodell med tillfredställande förmåga att beskriva de faktiska flödesförhållandena. I viss mån kan detta erhållas från kartor och mätningar i fält, men att fullständigt återge ett naturligt områdes egenskaper i en modell är knappast möjligt och borde därför heller aldrig vara syftet. Syftet borde vara att med tillräcklig noggrannhet beskriva och förutsäga egenskaper hos systemet. En mycket viktig del av modelleringsarbetet är därför kalibreringen av modellen, samt dess validering. Vid kalibreringen anpassas modellegenskaperna, ex. värden på konduktiviteter, konduktanser och infiltration, för att modelleringsresultatet så väl som möjligt skall återspegla de grundvattennivåer och grundvattenflöden som uppmätts på undersökningsobjektet. Kalibreringen kan ske för stationära likväl som transienta förhållanden. På många sätt är en transient kalibrering att föredra (Kresic, 1997) och i de fall modellen skall användas för att prediktera tidsberoende skeenden är det i princip ett måste, eftersom den stationära kalibreringen inte involverar akviferens magasineringsegenskaper. Begränsade datamängder kan dock föreskriva en stationär kalibrering. Det är då av största vikt att inre och yttre randvillkor tillskrivs ett värde som är representativt för den tidsperiod för vilken fältdata har inhämtats (Kresic, 1997). Fördelen med stationära modeller är att de kräver betydligt mindre indata och skall reproducera systemet enbart med värden på akviferegenskaper och randvillkor. En stationär modell är således, om inte annat, ett fördelaktigt första steg i modelleringsarbetet (Strack, 1989).

Validering av modellen innebär att modellen testas mot data som inte använts vid kalibreringen. Om modellen, med de nya värden på randvillkor och störningar som kan antas gälla för dessa fältdata, fortfarande uppvisar tillfredställande överensstämmelse med verkliga uppmätta förhållanden, så kan modellen anses verifierad. Om inte, måste kalibreringsprocessen upprepas och en ny validering så småningom genomföras.

För att underlätta uppbyggnaden av modellen och resultattolkningen så innehåller Visual Modflow ett antal GIS-kompatibla verktyg. Dessa verktyg möjliggör import av digitala bakgrundsbilder och CAD-ritningar, samt import och export av shape-filer från och till vektorbaserade programvaror. Med bakgrundsbilderna som stöd kan sedan den numeriska modellen byggas upp direkt på skärmen.

2.3 TWODAN

TWODAN är ett verktyg för modellering av tvådimensionellt grundvattenflöde. Det använder sig av den analytiska elementmetoden för att numeriskt approximera en lösning till den tvådimensionella motsvarigheten till ekvation (19) i föregående kapitel (Fitts, 2003). Den tredimensionella flödesekvationen förenklas till två dimensioner under antagandet att motståndet för flödet i z-led är noll. Den hydrauliska höjden blir då konstant med djupet och den sista termen i flödesekvationen försvinner:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (21)$$

Ett antal analytiska lösningar till ovanstående differentialekvation existerar, men under mycket specifika antaganden om exempelvis stationaritet, isotropi, homogenitet, geometri och initialvillkor. Den analytiska elementmetoden bygger på att dessa lösningar, dessa analytiska element, superpositioneras i enlighet med superpositionsprincipen (Strack, 1989). (Superpositionsprincipen säger att om två funktioner, $h_1(x,y)$ och $h_2(x,y)$, båda är lösningar till en differentialekvation som är linjär med avseende på h , så kommer den sammansatta funktionen, $h_{12}(x,y) = C_1 \cdot h_1(x,y) + C_2 \cdot h_2(x,y)$, också att vara det (Strack, 1989).)

TWODAN är uppbyggt kring analytiska element som beskriver specifika hydrogeologiska processer, exempelvis infiltration, flödet mellan akvifer och intilliggande vattendrag och grundvattennivåns avsänkning i anslutning till en brunn, s.k. funktionselement (Fitts, 2003).

Modelldomänen kan ha godtycklig utsträckning och godtyckligt antal specificerade funktionselement. Vissa av dessa funktionselement innehåller parametrar, som inte på förhand är kända, utan är ett resultat av den övergripande lösningen. För att definiera dessa parametrar specificeras randvillkor i anknytning till dessa funktionselement, i s.k. kontrollpunkter. Resultatet är ett linjärt ekvationssystem, där antalet specificerade randvillkor motsvarar antalet okända parametrar, och som kan lösas med vanlig Gauss-eliminering. Lösningen kommer att uppfylla den övergripande tvådimensionella flödesekvationen exakt, förutom i de singulära punkter och linjer som är associerade med de olika funktionselementen (Strack, 1989).

Upplösningen på modellen är alltså inte beroende av ett i förväg specificerat rutnät som i en finitdifferensmodell, som MODFLOW. Lösningen är istället kontinuerlig över modelldomänen. Det är inte heller nödvändigt att i förväg definiera systemets yttre gränser och funktionselement kan med lätthet läggas till och dras ifrån modellen under modelleringsarbetets gång. På så sätt kan modellens komplexitet successivt ökas tills dess att den beskriver verkligheten med en noggrannhet som uppfyller modellens syfte.

För att underlätta modellbyggandet är även TWODAN GIS-kompatibelt. CAD-filer kan komprimeras till ett kompatibelt filformat och importeras som bakgrund till modellen. Med stöd av de olika bakgrundbilderna kan funktionselementen ritas in direkt på skärmen.

Basen i en Twodanmodell är definitionen av de ”globala” akviferegenskaperna, definierade som de akviferegenskaper (mäktighet, upphöjning och hydraulisk konduktivitet) som skall antas gälla för samtliga delar av modelldomänen om inte annat specifikt anges. Akviferen kan modelleras som ett eller två vattenförande lager, men av beräkningspraktiska skäl bör den hydrauliska konduktiviteten inte variera mer än en faktor 5 till 10 mellan lagren (Fitts, 2003). Detta är en begränsning då den hydrauliska konduktiviteten kan variera flera storleksordningar mellan olika jordarter.

Därefter kan s.k. heterogena zoner definieras i modellen där akviferegenskaperna lokalt kan skilja sig från de globala. Detsamma gäller vid definitionen av den globala grundvattenbildningen och eventuella cirkulära grundvattenbildningszoner med lokalt avvikande värden. Den globala grundvattenbildningen ger upphov till en ellipsformad förhöjning av grundvattennivåerna och orienteringen av ellipsen bör anpassas för att så väl som möjligt sammanfalla med grundvattendelaren i området (Fitts, 2003). Det som här kallas grundvattenbildning är egentligen summan av grundvattenbildning och tillförsel från eller läckage av grundvatten till underliggande jordlager.

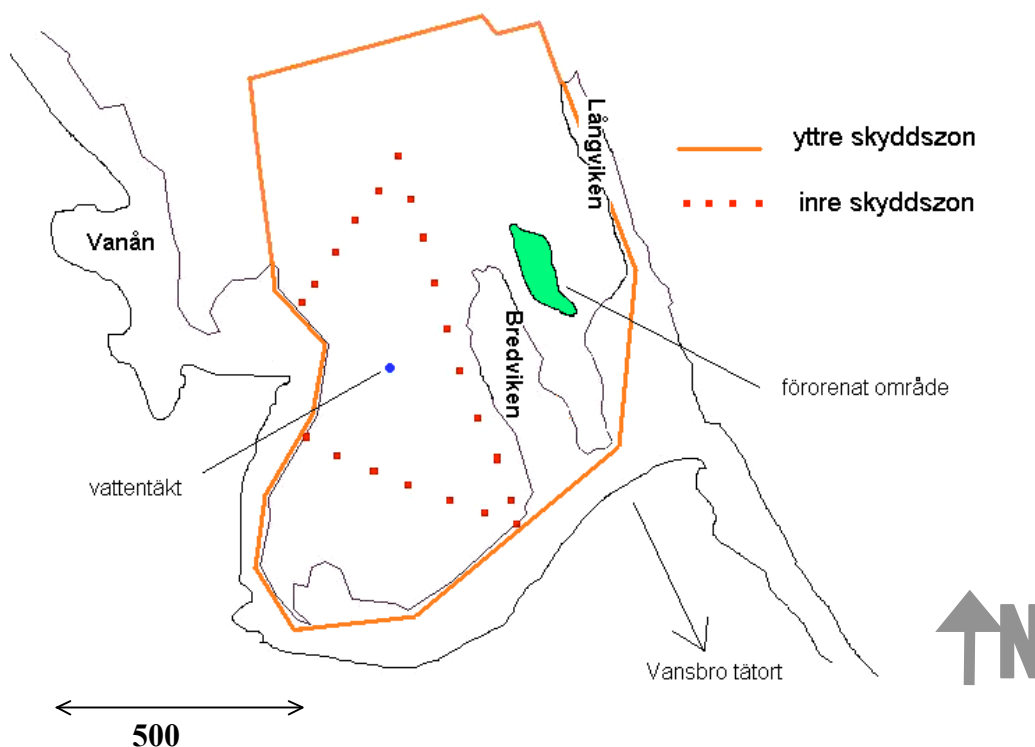
Övriga parametrar som måste definieras i modellen är ett referensvärde på den hydrauliska höjden i en valfri punkt i modelldomänen samt förekomsten av ett eventuellt konstant likformigt riktat grundvattenflöde genom modellen. Det konstanta flödet är oberoende av potentialskillnader och specificeras till storlek och riktning. Referensvärdet ansätts företrädesvis på ett stort avstånd från intresseområdet och representativt för den hydrauliska höjden då avståndet från området går mot oändligheten (Fitts, 2003).

I Twodan finns, precis som i Visual Modflow, verktyg för partikelspårning. Ett godtyckligt antal punkter specificeras i modellen utifrån vilka flödeslinjer beräknas antingen framlänges från källa till recipient, eller baklänges från recipient till källa. Vid partikelspårningen kan en fördröjningsfaktor specificeras som gör det möjligt att studera spridningen ur ett tidsperspektiv.

3 INTRODUKTION TILL FALLSTUDIE

3.1 HISTORIK

1953-1967 utförde SJ kreosotimpregnering av slipers vid en anläggning ca 2 km norr om Vansbro tätort, alldeles i anslutning till Vanån. I samband med denna verksamhet uppstod markspill och kreosot läckte ut i Långviken via ett avloppsrör. 1987 upptäcktes kreosotförorenade sediment på Långvikens botten. Upptäckten väckte stor uppmärksamhet i media på både lokal- och riksnivå, bl.a. på grund av den kända motionstävlingen Vansbrosimningen, som startar från järnvägsbron alldeles söder om impregneringsområdet och passerar förbi Långvikens mynning (NVV, 1993). Det förorenade markområdet ingår dessutom i det yttre skyddsområdet för Vansbro kommunala grundvattentäkt (figur 5).



Figur 5 Geografisk beskrivning av det förorenade markområde som använts vid fallstudien, samt dess omnejd.

En omfattande undersökning sattes igång för att utröna behovet och effekten av eventuella saneringsåtgärder. Riskerna som beaktades var främst den potentiella föroreningen av grundvattentäkten och spridningen av kreosot från de förorenade sedimenten i Långviken. Undersökningarna resulterade i att risken för förorening av vattentäkten bedömdes som mycket liten och att några akuta saneringsåtgärder m.a.p. den förorenade marken därför inte ansågs nödvändiga. Däremot grävdes avloppsröret och omgivande jordmassor bort för att undvika vidare förorening av Långviken från just dessa föroreningskällor. De kraftigast förorenade sedimentytorna grävdes upp och

täcktes med geotextilduk, i syfte att förhindra akut utläckage och att ur ett långsiktigt perspektiv hålla spridningen på en acceptabel nivå (NVV, 1993).

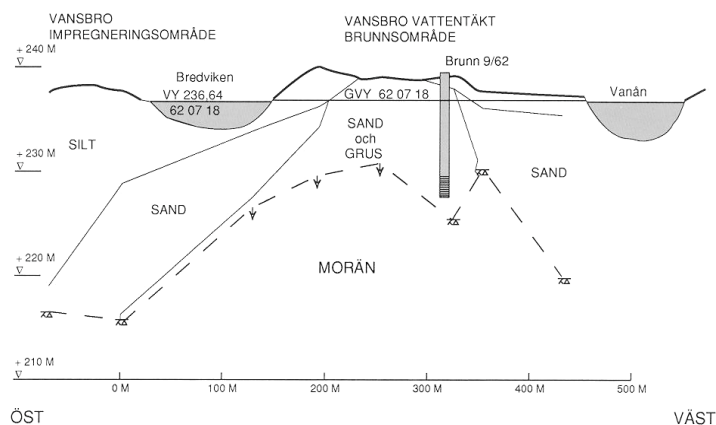
Många organisationer har varit involverade i projektet att undersöka, övervaka och åtgärda kreosotföroreningarnas spridning i Vansbro. SWECO VIAK, dåvarande VBB VIAK, har haft en central roll i det här arbetet. Bland annat har man sedan 1992, i ett löpande kontrollprogram, övervakat grundvattenkoncentrationerna av PAH-föroreningar i anknytning till det f.d. impregneringsområdet.

1995-1996 utförde SWECO VIAK en omfattande markundersökning i syfte att komplettera de uppgifter om föroreningssituationen som Banverket tog fram redan 1987. Undersökningen resulterade bl.a. i en uppskattning av den markvolym, som kan anses förorenad av den tidigare impregneringsverksamheten (SWECO, 1996). Området utgörs, enligt den kommunala planeringen, av industrimark och används för närvarande till upplag och omlastningsplats för timmer (SWECO, 2001a).

1998 beslutade Länsstyrelsen i Dalarnas län att Banverket skulle upprätta en saneringsplan för den förorenade marken i området. Målet var att huvuddelen av området skulle kunna användas motsvarande kraven för mindre känslig markanvändning. Som svar på den här begäran genomförde VBB VIAK 2001 en utredning av föroreningssituationen, åtgärdsbehovet och möjliga åtgärdsalternativ för den förorenade jorden. Det konstaterades att direktexponeringen av förorenad jord var minimal under rådande förhållanden och exponeringsrisken för ångor låg. Grundvattnet var dock något påverkat av PAH och en fördjupad bedömning av den grundvattenburna spridningen från området rekommenderades (SWECO, 2001a). I slutet av 2001 presenterade VBB VIAK sin beräkning av föroreningbelastningen på Vanån från området. Som ett led i beräkningen ingick uppbyggandet av en numerisk grundvattenmodell över området. Modellen är uppbyggd i Visual Modflow och har använts som en del av modelljämförelsen i det här examensarbetet. Slutsatsen av beräkningarna var att spridningen av PAH från det förorenade området till Vanån var inom en acceptabel nivå och eftersom direktexponeringen redan konstaterats vara minimal ansågs inte en sanering av området vara motiverad med avseende på de ekonomiska kostnaderna för projektet (SWECO, 2001c).

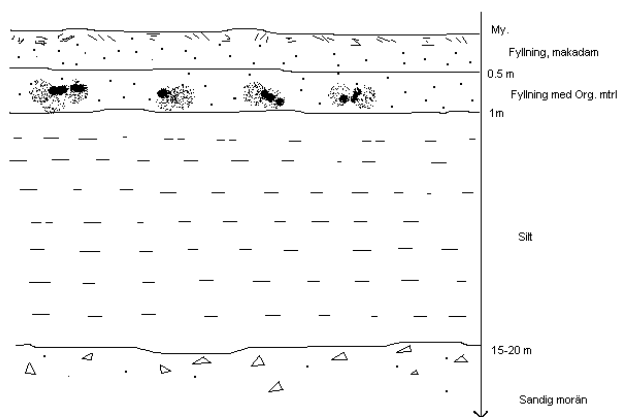
3.2 GEOLOGI OCH HYDROLOGI

På en större skala domineras områdets geologiska uppbyggnad av en rullstensås med i huvudsak nord-sydlig riktning. Åsen, som även utnyttjas som kommunal vattentäkt, går i dagen väster om Bredviken, ca. 300 m från det f.d. impregneringsområdet. Åskärnan flankeras av älvsediment av finare kornstorlekar, i huvudsak silt. I figur 6 nedan redovisas den schematiska tolkning av geologin som upprättats av VBB VIAK för ett tvärsnitt genom åsen vid Vansbro vattentäkt.



Figur 6 Profil över den geologiska uppbyggnaden vid Vansbro vattentäkt (SWECO, 2001b).

Det f.d. impregneringsområdet är däremot i huvudsak plant och har en geologisk lagerföljd enligt figur 7 nedan. På 15-20 m djup återfinns en sandig morän, som överlagras av en sandig silt. Ovanpå silten finns ett ca 0,5 m mäktigt lager av förorenat fyllnadsmaterial, utblandat med en inte oväsentlig andel organiskt material, i huvudsak bark. Överst i profilen finns ett ca 0,5 m mäktigt lager ren makadam, som förhindrar direktexponering av den förorenade jorden via exempelvis andningsvägar och hud.



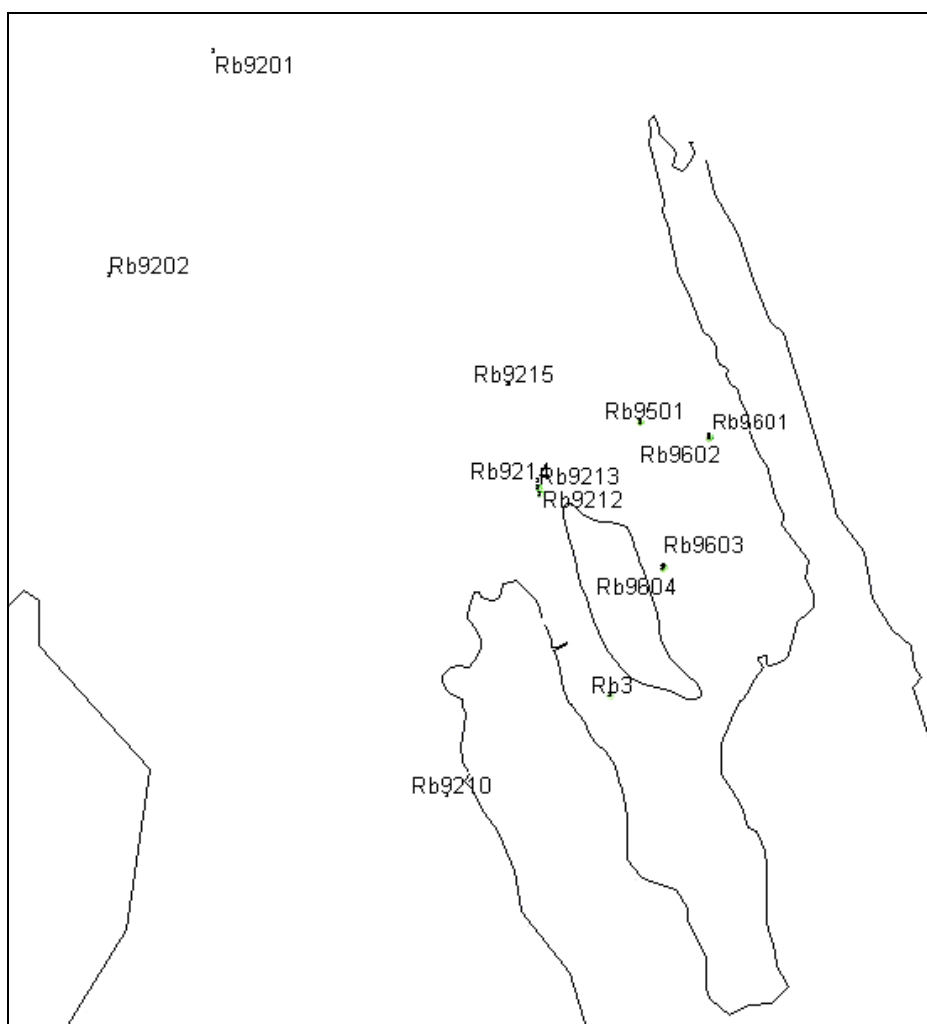
Figur 7 Schematisk figur över den geologiska lagerföljden i anslutning till impregneringsområdet (SWECO, 2001a).

Siltens hydrauliska konduktivitet bestämdes genom universalpermeameterstest till ca $6,5 \cdot 10^{-7}$ m/s. Med kornstorleksanalys erhöles ett värde på ca $5 \cdot 10^{-6}$ m/s (se vidare Appendix C).

I tidigare arbeten har Bredviken antagits ha ett medeldjup på ca 2 m och en yta av ca 60 000 m² vilket motsvarar en vattenvolym av 120 000 m³ vatten. Medelvattenföringen i Vanåns huvudsakliga strömfåra har bestämts till ca 31 m³/sek. Ovanstående

strömningshastighet omsätter en vattenvolym motsvarande Bredvikens på ca 1 timme, men med tanke på Bredvikens skyddade läge och av försiktighetsskäl antogs en omsättningstid på 1 vecka. (SWECO, 2001c)

Läget på samtliga observationsrör, som övervakats med avseende på grundvattennivå och/eller föroreningskoncentration redovisas i figur 8 nedan. Alla dessa har dock inte övervakats eller varit i funktionellt skick samtidigt.



Figur 8 Karta över observationsrörens placering i förhållande till impregneringsområdet, Bredviken och Långviken.

3.3 FÖRORENINGSSITUATIONEN

Kreosotolja, som användes vid impregneringsverksamheten i Vansbro, är en brunaktig, viskös vätska med karakteristisk lukt. Ca 350 ingående kemiska substanser har identifierats, varav polycykliska aromatiska kolväten, PAH, står för 50-90% (NVV, 1993). PAH är aromatiska kolväten bestående av tre eller fler bensenringar, men ofta räknas även naftalen (två ringar) till den här gruppen. Kreosot har måttlig akuttoxicitet för människan och hög akuttoxicitet för vattenlevande organismer. Framför allt föreligger för människan, vid upprepad eller långvarig exponering av ingående PAH, risken för cancer. Även hos akvatiska organismer har mutagena effekter observerats för

vissa PAH och mycket hög bioackumulation har rapporterats i en rad akvatiska och terrestra system. Kreosot klassificeras därför, p.g.a. sitt höga PAH-innehåll, som en förorening med mycket hög farlighet (NVV, 1999).

Vid bedömningen av spridningsrisker förknippade med kreosotföroreningar är det, i enlighet med Naturvårdsverkets metodik, framförallt spridningen av ingående PAH-föroreningar som beaktas. Markprover och grundvattenprover för det förorenade området i Vansbro har därför analyserats och bedömts med avseende på de cancerogena och icke-cancerogena PAH-föroreningar som listas i avsnitt 2.1. Generellt kan man säga om kolväten att deras flyktighet och vattenlöslighet avtar med ökad längd på kolkedjan och att aromatiska kolväten generellt är mer vattenlösliga än deras alifatiska motsvarigheter. Lättare aromatiska kolväten, som naftalen kan därför förväntas ha större spridningsförutsättningar i en naturlig markmiljö, än tyngre motsvarigheter som benso(g,h,i)perylene.

3.3.1 Föroreningar i marken

1987 utförde SJ Banavdelning en markundersökning avseende kreosot i mark. 150 jordprov togs ut genom skruvborrsprovtagning i 30 borrhål i anslutning till fem sektioner. 1995-1996 kompletterades ovanstående markundersökningar av VBB VIAK, genom grävning av 24 provgropar/provdiken och skruvborrsprovtagning i 19 punkter. Provtagningspunkternas lägen, både SJ:s och VBB:s, redovisas på kartan över föroreningsområdets utbredning (Appendix B).

Slutsatsen av ovanstående undersökningar var att det förorenade området hade en yta på ca 10 000 m² (SWECO, 1996). Analysresultaten för de jordprover som tagits inom detta område redovisas i Appendix B. De visar i huvudsak på förekomster av halter motsvarande 3-10 ggr MKM (Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning, se vidare avsnitt 2.1.1) Enstaka värden över 100 ggr MKM har dock observerats. Enligt Naturvårdsverkets metodik klassificeras detta som en måttligt allvarlig till allvarlig föroreningssituation (NVV, 1999).

Eftersom kreosoten ansågs begränsad i huvudsak till det 0.5 m mäktiga, svarta lagret fyllnadsmassa (fig. 7) så uppskattades volymen av förorenade jordmassor till 5000 m³. Då en densitet på 1,8 ton/m³ tillämpas motsvarar detta 9000 ton förorenad jord, vilket klassificeras som en mycket stor mängd farliga föroreningar (NVV, 1999). Det svarta lagret utgörs dock inte enbart av PAH-förorenad jord utan även av en stor mängd organiska rester som resultat av den verksamhet som bedrivits på området (sågverksindustri, timmerupplag etc.). PAH-föroreningarnas lipofila egenskaper medför att de binds relativt hårt till jordar med höga halter organiskt kol, vilket rimligtvis detta jordlager borde ha.

3.3.2 Föroreningar i grundvattnet

Förhöjda halter av PAH i grundvattnet, relativt riktvärdena, har påvisats vid ett antal provtagningar under åren då provtagningar utförts (SWECO, 2001c). De förhöjda halterna har, med ett fåtal undantag, påträffats i rören Rb3 och Rb9601 (fig.8). Av praktiska skäl, och eftersom tidigare utredningar inte lyckats förklara de förhöjda halterna i rör 9601 som resultat av en spridning från impregneringsområdet, har dock endast föroreningskoncentrationerna i Rb3 beaktats i det här examensarbetet.

I tidigare arbeten har föroreningsbelastningen till Vanån beräknats med hjälp av medelvärden på uppmätta PAH-koncentrationer under år 1998-2001. Samma medelvärden har därför genomgående använts i det här arbetet också och redovisas i tabell 5, nedan. Grundvattenkoncentrationen av cancerogena PAH är enligt dessa värden med största sannolikhet måttligt förhöjd, medan de för övriga PAH ligger strax under Naturvårdsverkets riktvärden för PAH-föroreningar i grundvattnet (tabell 3, avsnitt 2.1.2).

Tabell 5: Medelvärdet av uppmätta PAH-koncentrationer i observationsrör Rb3 under åren 1998-2001 [$\mu\text{g/l}$].

	Grundvattenkoncentration i Rb3 [$\mu\text{g/l}$]
Benso(a)antracen	0,14
Chrysen	<0,10
Benso(b)fluoranten	<0,10
Benso(k)fluoranten	<0,10
Benso(a)pyren	<0,10
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,11
Dibenso(a,h)antracen	<0,10
Σ Cancerogena PAH	[0,25 ; 0,75]
Naftalen	3,88
Acenaftylen	0,15
Acenaften	0,34
Fluoren	0,16
Fenantren	0,53
Antracen	0,15
Pyren	0,20
Fluoranten	0,15
Benso(g,h,i)perylen	0,11
Σ Övriga PAH	5,67

4 UTVECKLING AV MODELLER, MODELLANTAGANDEN OCH BERÄKNINGAR

4.1 MODFLOW

Den modell som beskrivs i det här avsnittet utvecklades i samband med den beräkning av föroreningsbelastningen på Vanån som utfördes av SWECO (2001c). Den programvara som använts vid utvecklingen av modellen är Visual MODFLOW v. 2.8.2 (Waterloo Hydrogeologic Inc.). Modellen finns beskriven i sin helhet i rapport 1154251-100, "Föroreningsbelastning Vansbro, Grundvattenmodell för impregneringsområdet i Vansbro" (SWECO, 2001b). Alla beräkningar, all information rörande modelleringsarbetet och alla figurer är hämtade från denna rapport om inte annat anges. Då kompletterande information av intresse för examensarbetet utlästs direkt ur simuleringsfilerna eller erhöles genom ytterligare simuleringar med dessa filer har detta uttryckligen markerats i texten.

I syfte att underlätta jämförelsen med den Twodanmodell som beskrivs i nästföljande avsnitt har en kompletterande validering av modellen utförts för samma uppsättning data som ovannämnda Twodanmodell (se avsnitt 4.2.4). Resultaten från den kompletterande modellvalideringen redovisas i avsnitt 5.1. Resultaten från det ursprungliga modelleringsarbetet och föroreningsbelastningsberäkningarna redovisas i det här avsnittet. De slutsatser som dragits utifrån detta resultat faller dock inom ramen för examensarbetet.

4.1.1 Konceptuell modell

Modellområdet omfattar en yta på ca 4,5 km² och innefattar vad som bedömts vara hela det avrinningsområde där impregneringsområdet ligger (fig. 9). Avrinningsområdet sträcker sig från sjöarna Vantjärnen, Mellantjärnen och Klockartjärnen i norr till Vanån i söder. Vanån avgränsar även området i väster. I öster begränsas modellområdet av en grundvattendelare vars läge uppskattats utifrån höjdkurvor på Gröna kartan, under antagande att den sammanfaller med ytvattendelaren och att dess läge är konstant under året.

Tvärs igenom modellområdet löper den rullstensås, som även utnyttjas som kommunal vattentäkt och som beskrivits i avsnitt 3.2. Åsens utsträckning har uppskattats utifrån förekomsten av grus i dagen på SGU:s digitala jordartskarta. Utifrån den schematiska tolkningen av geologin som upprättats för ett tvärsnitt genom åsen (fig. 6) har fyra jordartsklasser definierats i modellen: åsmaterial, sand, silt och morän. Berggrunden har antagits ha samma hydrogeologiska egenskaper som moränen.

4.1.2 Digital modell

Modellområdet har delats upp i beräkningsceller med en cellstorlek på 20×20 m i fem lager. De översta fyra lagren, med en mäktighet på 5 m vardera, har ansatts att representera fördelningen av grus, sand och silt, medan det undre lagret representerar de översta 280 m av berg och morän. Modellens mäktighet omfattar därmed sammanlagt 300 meter. Samtliga lager har definierats som Typ 3 (öppna/slutna).

Den digitala höjdmodellen över området har byggts upp genom digitalisering av ett antal punkter på Gröna kartans höjdkurvor. De definierade höjdvärdena har interpolerats med kriging och exporterats till modellen. Markytans höjdvariation har sedan parallellförflyttats nedåt för gälla som gräns mellan varje underliggande lager.

4.1.3 Randvillkor

Följande randvillkor (så som de definierats i avsnitt 2.2) har specificerats i modellen:

- 1) Randvillkor med specificerad hydraulisk höjd:
 - Sjöarna som begränsar modellområdet norrut utgör en rand med konstant hydraulisk höjd, *Constant head boundary*. Sjöarnas hydrauliska höjd har ansatts till 237, 237,5 respektive 238 m, där den lägsta nivån motsvarar den nordligaste av de tre sjöarna (egen uppgift).
- 2) Randvillkor med specificerat flöde:
 - Grundvattendelaren som begränsar modellområdet i öster utgör en rand över vilken inget flöde sker, *No flow boundary*. Inget flöde antas heller ske genom modellens bottenyta.
 - Grundvattenbildningen har delats upp i två klasser beroende på den jordart som förekommer vid markytan: åsmaterial eller silt. För de områden där åsmaterialet går i dagen har grundvattenbildningen ansatts till 300 mm/år. För övriga områden, där silt förekommer vid markytan, har en grundvattenbildning på 100 mm/år definierats.
- 3) Randvillkor med potentialbetingat flöde:
 - Vanån som begränsar modellområdet i söder och väster har modellerats med flodrandvillkoret, *River*.

Ett river-objekt kan både tillföra och ta bort vatten från modellen beroende på rådande skillnad mellan ytvattennivå och grundvattennivå. Flödet mellan floden och akviferen begränsas av ett semipermeabelt lager, motsvarande bottensedimentet i vattendraget, och beräknas m.h.a. Darcy's lag (Kresic, 1997) :

$$Q = C(h_{\text{ytvatten}} - h_{\text{akvifer}}) \quad (22)$$

där

C är konduktansen i det semipermeabla lagret [m^2/s]

Q är flödet mellan ytvatten och akvifer [m^3/s]

h_{akvifer} är hydrauliska höjden i akviferen [m]

h_{ytvatten} är hydrauliska höjden i ytvattenreservoaren [m]

Konduktansen definieras i MODFLOW som:

$$C = \frac{KLW}{M} \quad (23)$$

där

K är det semipermeabla lagrets hydrauliska konduktivitet [m/s]

L är vattendragets längd [m]

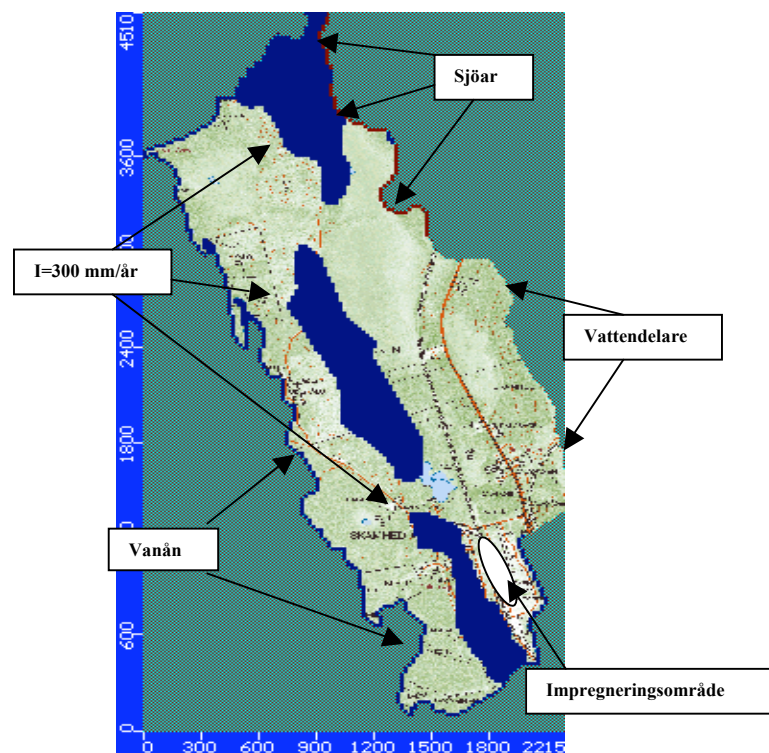
M är lagrets mäktighet [m]

W är vattendragets bredd [m]

Vanåns hydrauliska höjd har ansatts att variera linjärt mellan sjöarnas värde i norr ner till ett värde motsvarande uppmätta ytvattennivåer nere vid impregneringsområdet. Ur simuleringsfilerna går att utläsa att flodrandvillkorets botten har ansatts att variera linjärt på samma sätt som den specificerade hydrauliska höjden, men genomgående 2 m lägre, vilket skulle motsvara det djup som antagits för vattendraget. Konduktanstermen har, som tidigare nämnts, bestämts i kalibreringsprocessen.

I modellens nordligaste del har ytterligare ett flodrandvillkor specificerats. Här fungerar flodrandvillkoret som en länk mellan Vanån och den nordligaste av de tre sjöarna, samt som en länk sjöarna emellan. Enligt simuleringsfilerna har den hydrauliska höjden i dessa tre 'länkande' flodrandvillkor ansatts att variera linjärt mellan de objekt den sammanlänkar.

Modellens utsträckning och randvillkor sammanfattas i figur 9 nedan.



Figur 9 Modellöversikt med randvillkor. Rödbruna celler representerar sjöar (*Constant head*), mörkblå celler Vanån (*River*). Större mörkblå områden representerar grundvattenbildning med 300 mm/år och resterande områden 100 mm/år. Vattendelaren (*No flow boundary*) finns utmärkt på modellområdets östra sida. Axlarna visar modellkoordinaterna och har enheten meter. (SWECO, 2001b)

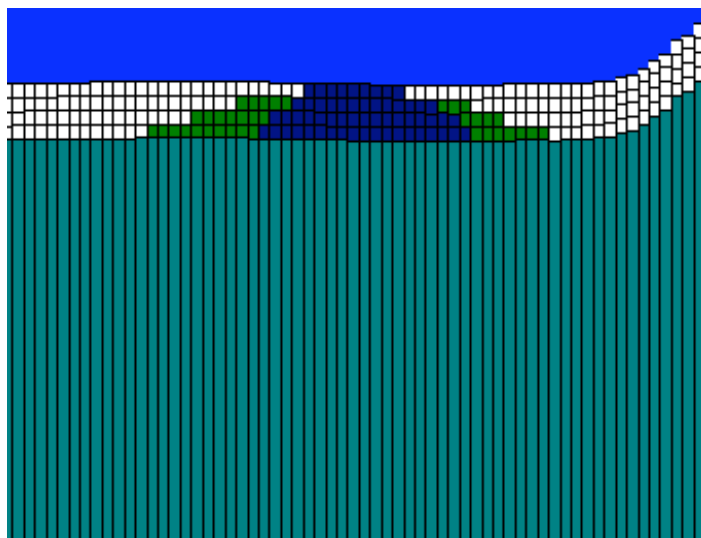
4.1.4 Hydraulisk konduktivitet

För en stationär grundvattenmodell måste, förutom randvillkoren, även den hydrauliska konduktiviteten specificeras. Detta inses lätt genom att stryka de tidsberoende termerna i ekvation (19), avsnitt 2.2.

Jordartsklassernas, och därmed den hydrauliska konduktivitetens, geografiska utbredning har modellerats utifrån åsens utsträckning och profiltolkningen i figur 6

(avsnitt 3.2). De olika cellerna har tilldelats en hydraulisk konduktivitet utifrån bedömd jordartstillhörighet.

I figur 10 nedan redovisas ett öst-västligt tvärsnitt av den digitala modellen i närheten av impregneringsområdet, där den principiella uppbyggnaden av åsen tydliggörs. De olika färgerna representerar olika jordartsklasser, men även olika värden på hydrauliska konduktivitet.



Figur 10 Öst-västligt tvärsnitt av modellen i närheten av impregneringsområdet. Mörkblå är ås, grön är sand, vit är silt och turkos är berg. Impregneringsområdet är beläget öster om åsen i figuren. (SWECO, 2001b)

4.1.5 Kalibrering

Läget för de 13 observationsrör som redovisats i figur 8 har digitaliserats och lagts in i modellen. Modellen har sedan kalibrerats manuellt mot uppmätta grundvattennivåer i dessa observationsrör. De data som användes vid modellkalibreringen var:

- Observationer av grundvattennivåer och ytvattennivå i Vanån från juni 1992 samt uttagsmängd från den vid tillfället aktiva kommunala grundvattentäkten.
- Observationer av grundvattennivåer och ytvattennivå i Vanån från augusti 1996 då uttaget från den kommunala grundvattentäkten hade upphört.

Dessutom kontrollerades att modellens totala vattenbalans låg nära noll.

De värden som erhöles för de olika jordartsklassernas hydrauliska konduktivitet efter kalibrering redovisas i tabell 6 nedan.

Tabell 6: Värden på hydraulisk konduktivitet för olika jordartsklasser i modellen som bestämts genom kalibreringsprocessen.

Jordartsklass	K (m/s)
Berg/morän	1×10^{-8}
Silt	$1,5 \times 10^{-6}$
Sand	5×10^{-6}
Åsmaterial	$1,3 \times 10^{-3}$

Den bästa uppskattningen för konduktanstermen i flodrandvillkoret bestämdes vid kalibreringen till 1000 m²/dag.

4.1.6 Partikelspårning

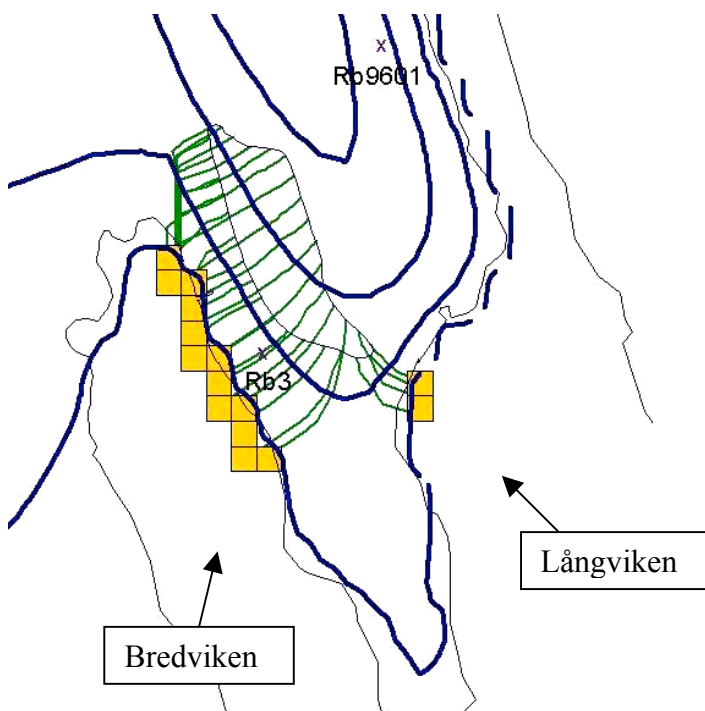
Området som i tidigare undersökningar identifierats som mest förorenat (SWECO, 1996) har digitaliserats och lagts in i modellen. Imaginära partiklar har ansatts längs områdets ytterkant och spridningen från området studerats med MODPATH.

Med hjälp av de resulterande flödeslinjerna har den sträcka längs Vanån, som är potentiellt påverkad av utflödande förorenat grundvatten identifierats. En särskild vattenbalans har upprättats över de modellceller som är belägna längs denna sträcka och flödet av grundvatten in till dessa celler har beräknats m.h.a. verktyget *zonebudget*.

En studie av simuleringsfilerna visar att vattenbalansberäkningarna ovan endast omfattar cellerna i modellens översta lager. Kompletterande simuleringar inom ramen för examensarbetet visar dock på att det, i detta lager, definierade flod-randvillkoret resulterar i ett vertikalt uppåtriktat flöde från modellens undre lager.

Vattenbalansberäkningarna omfattar således grundvattenflödet genom hela den 300 m mäktiga modellen.

Resultatet från partikelspårningen och de celler som identifierats som potentiellt påverkade av utflödande förorenat grundvatten redovisas i figur 11 nedan.



Figur 11 Resultat från partikelspårningen (gröna linjer) samt identifiering av celler som är potentiellt påverkade av utflödande förorenat grundvatten (gula fält).

4.1.7 Beräkning av föroreningskoncentrationer i Vanån

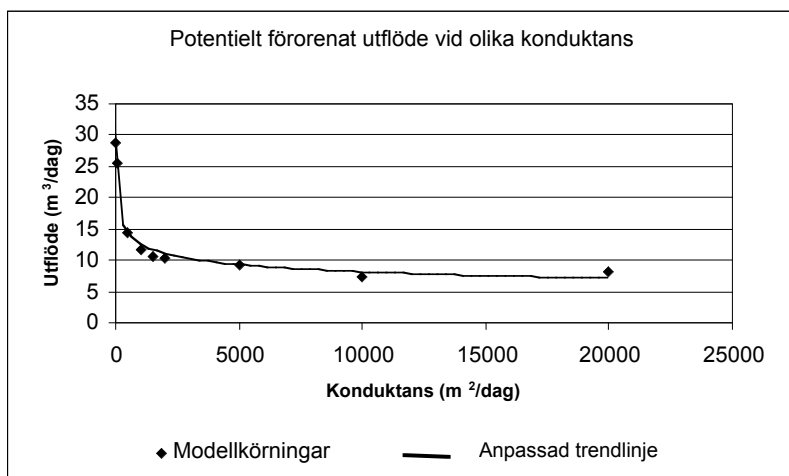
De föroreningskoncentrationer i Vanån, som det utströmmande grundvattnet ger upphov till, har beräknats utifrån uppmätta grundvattenkoncentrationer i två observationsrör i anslutning till impregneringsområdet, Rb3 och Rb9601 (SWECO, 2001c).

Grundvattenkoncentrationerna har multiplicerats med en utspädningsfaktor, beräknad som kvoten mellan utflödet av förorenat grundvatten och ytvattenomsättningen. (Av de skäl som nämndes i avsnitt 3.3.2 har dock endast beräkningarna som utförts m.h.a. uppmätta koncentrationer i Rb3 beaktats i det här arbetet.)

Figur 11 visar på att utflödet av potentiellt förorenat grundvatten huvudsakligen går ut i Bredviken, men i viss mån även i Långviken. Av försiktighetsskäl har dock hela flödet antagits nå Bredviken och Bredvikens omsättning har ansatts enligt vad som definierades i avsnitt 3.2.

Vid storleksberäkningen av utflödet har värden på den hydrauliska konduktiviteten, grundvattenbildningen och sjöarnas ytvattennivåer ansatts enligt vad som beskrivits tidigare. För att i större utsträckning få ett resultat motsvarande det årliga grundvattenflödet har Vanåns ytvattennivå vid impregneringsområdet ansatts till ett, utifrån uppmätta nivåer, uppskattat årsmedelvärde på 236,54 m.

I samband med dessa beräkningar utfördes även en känslighetsanalys för konduktanstermen i flodrandvillkoret i syfte att kartlägga hur denna parameter påverkade det beräknade utflödet (fig. 13). Då konduktansen valdes till 1000 m²/d (det värde som erhållits vid kalibreringen) blev det beräknade utflödet av potentiellt förorenat grundvatten 11,6 m³/d, vilket motsvarar ett årligt utflöde av ca 4200 m³/år. Ett variationsintervall motsvarande +/-50% av den framkalibrerade konduktansen ger ett intervall för det utflödande grundvattnet på 10,5 m³/d till 14,5 m³/d.



Figur 12 Beräknat utflöde av potentiellt förorenat grundvatten till Vanån vid olika värden på flodrandvillkorets konduktans. (SWECO, 2001b)

Med ett utflöde på 4200 m³/år och en omsättning i Bredviken motsvarande $6,24 \cdot 10^6$ m³/år erhålles en utspädning på ca 1500 ggr och således en utspädningsfaktor på 1/1500. Beräknade ytvattenkoncentrationer, under dessa förutsättningar, redovisas i tabell 7 nedan, tillsammans med uppmätta grundvattenkoncentrationer i Rb3.

Tabell 7: Beräknade koncentrationer av PAH i Vanån, utifrån uppmätta grundvattenkoncentrationer i observationsrör Rb3 och beräknat utflöde av förorenat grundvatten med Modflowmodell.*

	Koncentration i grundvatten vid RB3 [$\mu\text{g/l}$]	Beräknad ytvattenkoncentration [μl]
Benso(a)antracen	0,14	0,000093
Chrysen	<0,10	<0,00007
Benso(b)fluoranten	<0,10	<0,00007
Benso(k)fluoranten	<0,10	<0,00007
Benso(a)pyren	<0,10	<0,000070
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,11	0,000073
Dibenso(a,h)antracen	<0,10	<0,00007
Σ Cancerogena PAH	[0,25 ; 0,75]	[0,00017 ; 0,00052]
Naftalen	3,88	0,0026
Acenaftylen	0,15	0,00010
Acenaften	0,34	0,00023
Fluoren	0,16	0,00011
Fenantren	0,53	0,00035
Antracen	0,15	0,00010
Pyren	0,2	0,00013
Fluoranten	0,15	0,00010
Benso(g,h,i)perylen	0,11	0,000073
Σ Övriga PAH	5,67	0,0038

*Eftersom den ursprungliga tabellen visade sig innehålla smärre felaktigheter så har koncentrationerna beräknats om på nytt, men under samma antaganden som finns redovisade i bakgrundsrapporten (SWECO, 2001c).

4.1.8 Slutsats

Trots förhöjda föroreningskoncentrationerna i det utströmmande grundvattnet beräknas inte någon fara för det akvatiska ekosystemet i Vanån uppstå (tabell 4, avsnitt 2.1.3). Inte heller beräknas vattnet bli otjänligt för fiske. Säkerhetsfaktorn är minst en faktor 30 för cancerogena PAH och ca en faktor 10 för övriga PAH.

4.2 TWODAN

Grundvattenmodellen, som beskrivs i detta kapitel byggdes upp i programvaran TWODAN v. 5.0 (Fitts Geosolutions). Föresatsen var att, med en minimal mängd indata, bygga upp en modell för grundvattenflödet alldeles i anslutning till det förorenade området i Vansbro. Modellen jämförs sedan med den mer omfattande Modflowmodellen som presenterats i föregående avsnitt och båda modellerna valideras mot uppmätta grundvattennivåer på området. Tanken är att modellerna i övrigt skall vara utvecklade under så likartade antaganden som möjligt, för att underlätta en direkt jämförelse mellan modelleringsresultaten.

Föroreningsbelastningen på Vanån utvärderas slutligen på samma sätt som med Modflowmodellen som presenterats i avsnitt 4.1.7.

4.2.1 Konceptuell modell

Som nämntes i avsnitt 3.2 utgörs jordtäcket på udden i princip av ett 15-20 m lager av silt, överlagrat med fyllnadsmassor och underlagrad av morän (fig. 7). I Modflow modellerades motsvarande område med 20 m silt och 280 m av underliggande berg/morän. Grundvattenbildningen i Modflowmodellen var för detta område definierad till 100 mm/år.

I Twodan studerades primärt bara grundvattenflödet i det ca 20 m mäktiga siltlagret och inget utbyte antogs ske med underliggande morän. I en kompletterande undersökning studerades effekten av detta antagande genom att modellen kompletterades med ytterligare ett 280 m tjockt lager.

4.2.2 Grundvattenmodell

En shape-fil över det förorenade området, Vanån och några andra lätt identifierbara landmärken skapades i ArcView utifrån Gröna kartan och CAD-filer för observationsrörens lägen och föroreningsområdets utbredning importerades direkt från Modflowmodellen. Den resulterande bakgrundsbilden, som modellen sedan byggdes upp utifrån, presenteras i figur 13 nedan.

Den *globala akviferen* definierades som ett lager med en mäktighet av 20 m och med en hydraulisk konduktivitet på 47,3 m/år. Detta motsvarar det värde på $1,5 \cdot 10^{-6}$ m/s som kalibrerats fram för silt i Modflowmodellen (avsnitt 4.1.5).

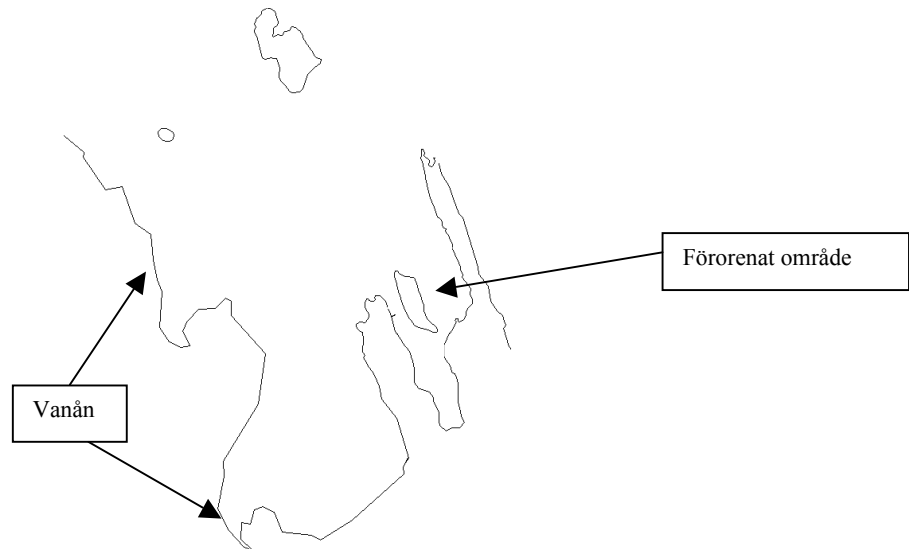
Den *globala grundvattenbildningen* ansattes till 100 mm/år och orienterades för att sammanfalla med den grundvattendelare som definierats i Modflowmodellen.

Inget konstant likriktat flöde antogs förekomma i modellen och som referensvärde valdes ett medelvärde av de grundvattennivåer som uppmätts i observationsrör Rb9202. Rb9202 är ett av de observationsrör som är beläget längst ifrån impregneringsområdet men inte i åsen (fig 8, avsnitt 3.2).

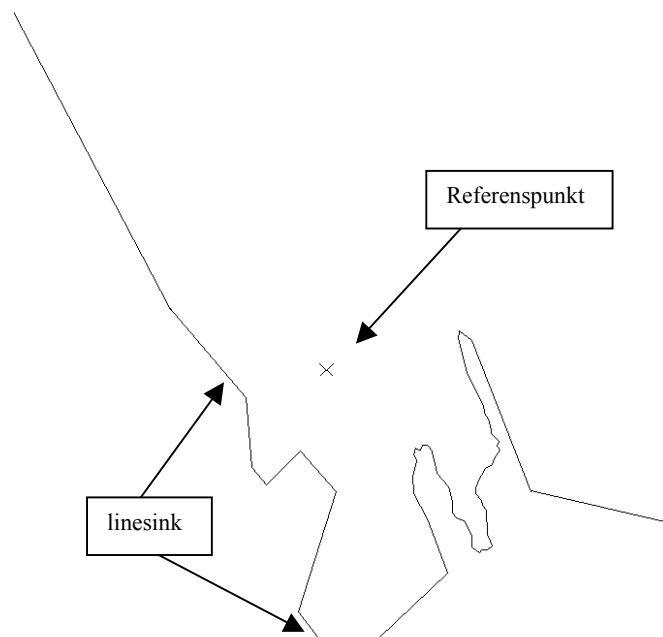
Vanån modellerades med en *linesink* med definierad hydraulisk höjd. En linesink kan både tillföra vatten och ta bort vatten från akviferen. Den har dock ingen

konduktansterm som flodrandvillkoret i Modflow utan grundvattnet antas stå i direktkontakt med ytvattnet.

Referenspunktens läge i förhållande till udden där impregneringsområdet ligger samt utsträckningen av linesink-elementet redovisas i figur 14 nedan.



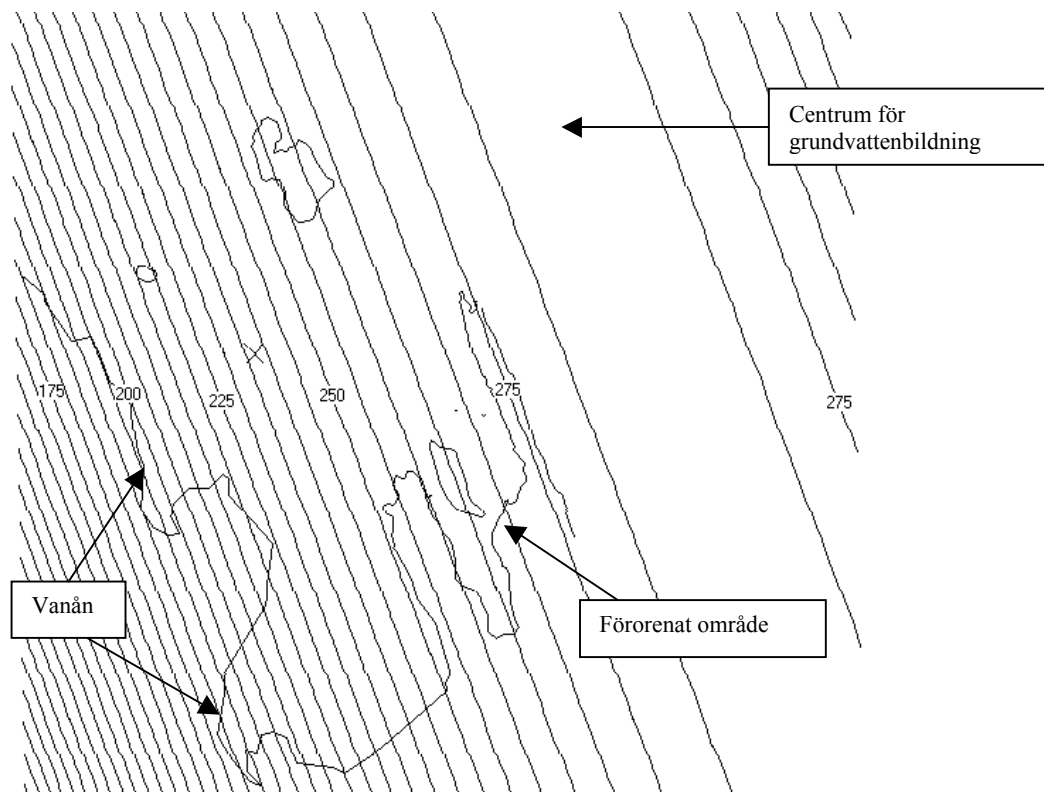
Figur 13 Bakgrundsbild för utvecklingen av lokal grundvattenmodell i Twodan (jfr t.ex. fig. 5).



Figur 14 Modellöversikt: Vanån modellerad som linesink och referenspunkten vars läge markeras med ett X.

Läget för grundvattenbildningens centrum och orientering kan tyvärr inte redovisas som utskrift direkt från modellen. Figur 15 nedan är dock ett försök till att illustrera det här elementets ansatta egenskaper och funktion. Vid skapandet av figuren har linesink-elementet uteslutits ur modellen och de hydrauliska höjdkurvorna är ett resultat enbart

av grundvattenbildningen och referensvärdet. Man kan utifrån potentialkurvorna i figuren utläsa "vattendelarens" läge som det område där den hydrauliska gradienten är noll, d.v.s. den linje över vilken inget flöde sker.



Figur 15 Illustration av grundvattenbildningens orientering i modellen. Orienteringen sammanfaller med utmärkta hydrauliska höjdkurvor och centrum är beläget mitt i det bredare vita stråket. Bakgrundskartan är densamma som presenterats i figur 13 ovan.

4.2.3 Utökad modellmäktighet

Då den globala akviferen modelleras som ett enda lager med en medelmäktighet på 20 m, medan grundvattennivåerna är >230 m, så "tvingar" man fram beräkningar under slutna förhållanden. Allt vatten måste då passera genom detta 20 m mäktiga lager, vilket påverkar den beräknade hydrauliska gradienten och grundvattenflödet. Djuptransporten av grundvatten till Vanån försummas dessutom helt. I Modflow definierades river-randvillkoret endast för det översta lagret. Detta tvingar allt grundvatten att strömma upp mot Vanån, även från de undre lagren. Summan av inflödet i river-randvillkorets celler blir således summan av grundvattenflödet i den 300 m mäktiga grundvattenmodellen. För att undersöka hur denna skillnad i konceptuella antaganden påverkar beräkningsresultatet, utfördes två kompletterande beräkningar då Twodanmodellens mäktighet utökats enligt vad som beskrivs nedan.

Den globala akviferen modellerades som två lager. Det översta lagret tilldelades de egenskaper som presenterats för silten ovan. Det undre lagret tilldelades en mäktighet av 280 m. Modellens totala mäktighet definierades således till 300 m, precis som i Modflowmodellen. Konduktiviteten för det undre lagret gavs dels samma konduktivitet som silten, dels en faktor tio lägre, vilket är den största skillnad i konduktivitet mellan

lagren som mjukvaran kan hantera (se avsnitt 2.3). Notera att konduktiviteten för den underliggande moränen och bergmassan i Modflowmodellen egentligen definierats som ytterligare en faktor tio lägre (Tabell 6, avsnitt 4.1.5.).

4.2.4 Partikelspårning och föroreningsbelastningsberäkning

Ett hundratal startpunkter för framlänges partikelspårning fördelades jämnt längs ytterkanten på det förorenade området. Precis som i tidigare Modflowmodell identifierades, med hjälp av de resulterande flödeslinjerna, den sträcka längs Vanån som är påverkad av utflödet av potentiellt förorenat grundvatten. Utflödet storleksbestämde genom verktyget *sum discharge over polyline* vilket summerar det totala flödet av grundvatten genom ett tvärsnitt i den 20 m mäktiga akviferen vinkelrätt mot uppritade linjesegment. Linjesegmenten definierades manuellt att sammanfalla med orienteringen av Vanån, d.v.s. i anknytning till linesink-elementet.

Twodan modellen är, precis som Modflowmodellen, en stationär modell och utvecklad i syfte att beräkna ett årsmedelrepresentativt värde för utflödet av potentiellt förorenat grundvatten i Vanån. Uppskattade årsmedelvärden på grundvattennivån i referenspunkten vid Rb9202 och för ytvattennivån i Vanån har därför använts vid beräkningarna (Appendix C) och redovisas tillsammans med värdet på övriga parametrar i tabell 8 nedan.

Tabell 8: Specificerade parametervärden i modellen.

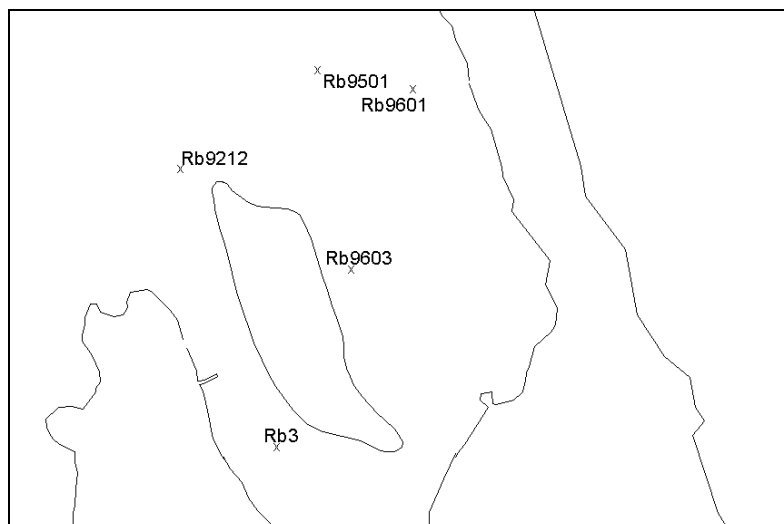
Parameter	Värde	Enhet
Hydraulisk höjd, linesink, Vanån	236,54	m
Hydraulisk höjd, referenspunkt, Rb9202	237,19	m
Global grundvattenbildning	0,1	m/år
Akviferens mäktighet	20	m
Hydraulisk konduktivitet	47,3	m/år

Utspänningsfaktorn mellan grundvattnet och ytvattnet beräknades i enlighet med tidigare arbeten som utflödet av potentiellt förorenat grundvatten dividerat med Bredvikens omsättning (avsnitt 4.1.7). Vid beräkningen av utspänningsfaktorn antogs, som i tidigare arbeten, allt utflöde av potentiellt förorenat grundvatten gå ut i Bredviken och omsättningen i Bredviken vara $6,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{år}$ (SWECO, 2001c).

4.2.5 Validering av grundvattenmodellerna

Resultaten från tidskompatibilitetsstudien i Appendix A tolkades som att den stationära grundvattenmodellen borde valideras mot medelvärden för både ytvattennivåer och grundvattennivåer över åtminstone ett år. Fem observationsrör belägna på udden och med intagsdelen på samma djup, valdes ut för valideringen. I figur 16 nedan redovisas läget för de utvalda observationsrören och i tabell 9 redovisas beräknade medelvärden för grundvattennivåmätningarna under 1999-2001 (se vidare Appendix C).

Motsvarande validering gjordes även för Modflowmodellen. Ovanstående fem observationsrör fanns redan definierade till läge i modellen, men tilldelades värden på den observerade hydrauliska höjden, enligt tabell 9.



Figur 16 Beskrivning av läget för de observationsrör som studerats särskilt i det här examensarbetet.

Tabell 9: Uppmätta grundvattennivåer i fem observationsrör belägna på udden i närheten av det förorenade området. Tabellen visar medelvärden för åren 1999-2001.

Observationsrör	h [m]
Rb3	237,03
Rb9212	237,22
Rb9501	237,56
Rb9601	237,09
Rb9603	237,21

4.3 NATURVÅRDSVERKETS MODELLER

Naturvårdsverkets generella och branschspecifika modell för föroreningstransport till yt- och grundvatten implementerades i programvaran Matlab v. 5.3 (MathWorks, Inc.). Parametervärden anpassades efter föroreningsituationen och de miljömässiga förhållandena på det förorenade området i Vansbro och i den mån det var möjligt, även efter tidigare modelleringsarbeten. Föroreningsområdets utbredning och de hydrogeologiska egenskaper som karaktäriserar områdets närmaste omgivning antogs vara desamma som för den grundläggande Twodanmodellen (se föregående avsnitt).

Modellerna användes för att beräkna ytvattenkoncentrationen av PAH i Vanån och grundvattenkoncentrationen vid observationsrör Rb3 (fig. 9). Resultaten från de två modellerna jämfördes, förutom med varandra, även med uppmätta grundvattenkoncentrationer, med beräkningar som ligger till grund för Naturvårdsverkets generella och branschspecifika riktvärden och med de resultat som erhållits från grundvattenmodellerna i tidigare avsnitt.

4.3.1 Storleks- och avståndsp parametrar

Föroreningsområdet antogs ha samma utbredning som antagits i tidigare modeller. CAD-filer för såväl föroreningsområde som observationsrör importerades direkt från Modflowmodellen till ArcView tillsammans med Gröna kartan. Flödet vid Rb3 antogs vara riktat rakt ut mot Vanån.

Samtliga avstånd mättes direkt på skärmen m.h.a. ArcViews måttbandsverktyg och sammanfattas i tabell 10 nedan.

Tabell 10: Värden som använts för parametrar som beskriver storlek på och avstånd till det förorenade området.

Parameter	Förklaring	Värde	Enhet
L	Längd parallellt med flödet	50	m
W	Längd vinkelrätt mot flödet	220	m
X _b	Avstånd från området till grundvattenrör	25	m
X _y	Avstånd från området till vattendrag	60	m

4.3.2 Jordartskaraktäristiska parametrar

Eftersom porositet, vattenhalt, torrdensitet och halt organiskt kol, i Naturvårdsverkets modeller, endast beaktas vid fasfördelningsberäkningarna i den omättade zonen (avsnitt 2.1.4.1), så har värdet av dessa parametrar valts så att de representerar fyllnadsmassan där föroreningarna framförallt förekommer (avsnitt 3.3.1). Eftersom inga data specifikt förekommer för den kreosotförorenade fyllnadsmassans geologiska sammansättning, men att den i provtagningsprotokollen från 1996 omnämns som grusig/sandig, så har Naturvårdsverkets parametervärden för ”genomsläppliga jordarter” använts i beräkningarna (NVV, 1998). Halten organiskt kol har dock antagits större än vad Naturvårdsverket antog vid beräkningen av de generella och branschspecifika

riktvärdena, där halter på 0,5-1% användes. Iakttagelser från provtagningarna om en ”inte oansenlig andel organiskt material” (SWEKO, 1996) har tolkats som att 5% organiskt kol troligtvis är ett rimligt och samtidigt konservativt antagande. Ovanstående parametervärden sammanfattas i tabell 11 nedan.

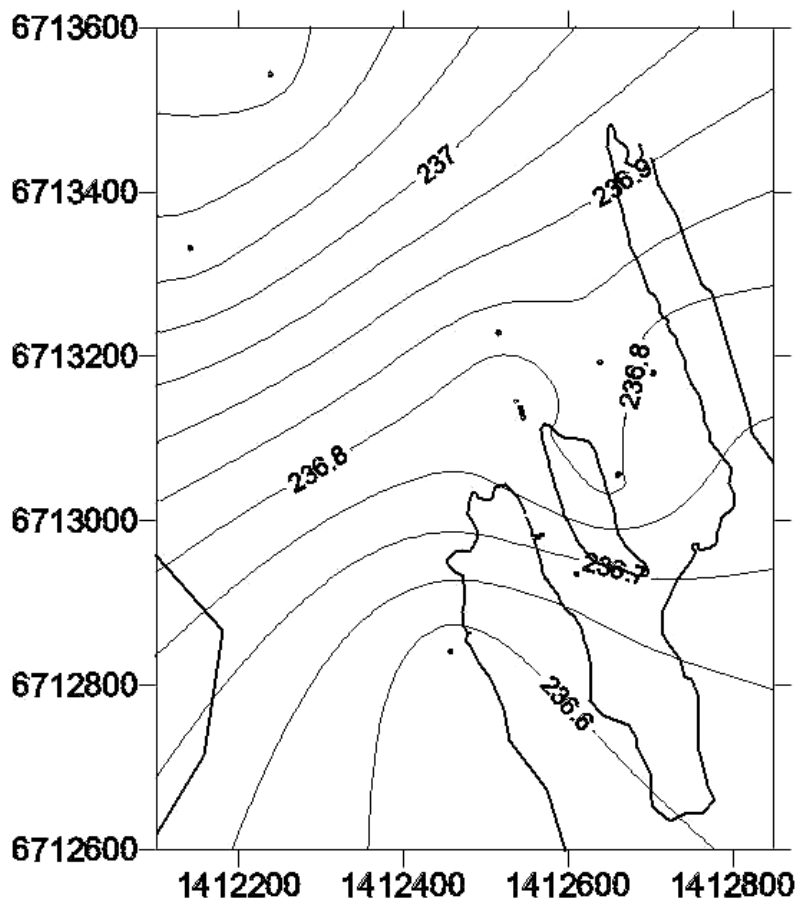
Tabell 11: Värden som använts för jordartskaraktäristiska parametrar.

Parameter	Förklaring	Värde	Enhet
—	Porositet	0,3	-
— _w	Vattenhalt	0,11	-
— _b	Torrdensitet	1,5	g/cm ³
f _{oc}	Halt organiskt kol	0,05	-

4.3.3 Hydrogeologiska och hydrologiska parametrar

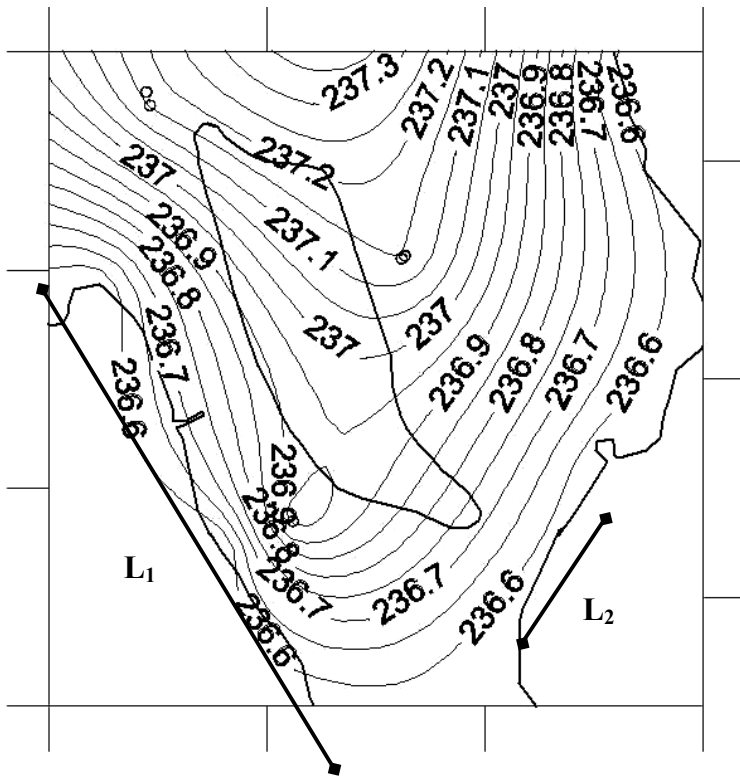
De hydrogeologiska förhållandet i närheten av det förorenade området har tolkats på motsvarande sätt som i Twodanmodellen (se avsnitt 4.2.1). Silten antas sträcka sig från markytan ner till underliggande berg/morän och har modellerats som ett separat vattenförande lager. Medelmäktigheten på siltakviferen har ansatts till 20 m, vilket motsvarar de fyra översta lagren i Modflowmodellen. Den hydrauliska konduktiviteten har givits det värde som bestämdes för silten vid kalibreringen av Modflowmodellen (avsnitt 4.1.4). Infiltrationen har antagits vara densamma som grundvattenbildningen i tidigare modeller och ansatts till 100 mm/år.

Den hydrauliska gradienten uppskattades m.h.a. interpolation av uppmätta grundvattennivåer i programvaran Surfer (v. 7.0.0.26, Golden Software, Inc.). Uppmätta grundvattennivåer under augusti 1996 i samtliga observationsrör som redovisats i figur 8 (avsnitt 3.2) interpolerades. Resultatet visar på ett regionalt sydligt riktat grundvattenflöde (se figur 17 nedan).



Figur 17 Interpolation av uppmätta grundvattennivåer (jfr fig. 5).

I ett försök att förbättra uppfattningen av grundvattenflödet i närheten av förorenade området utfördes även en interpolation med uppmätta ytvattennivåer i vattendraget som omsluter udden. Uppmätta ytvattennivåer i Vanån interpolerades tillsammans med grundvattennivåerna i de fem observationsrör som ligger alldeles i anslutning till det f.d. impregneringsområdet (fig. 9). En studie av tidsberoendet mellan grundvattennivåer och ytvattennivå i området tyder på att grundvattennivåerna ställer in sig efter ytvattennivån först i ett mycket långt tidsperspektiv (Appendix A). Medelvärden på uppmätta grund- och ytvattennivåer har därför använts vid interpoleringen (Appendix B). Resultatet av interpolationen redovisas i figur 18 nedan. Den hydrauliska gradienten i riktning mot Rb3 och Bredviken uppskattades visuellt från interpolationsresultatet och med hjälp av måttbandsverktyget i ArcView.



Figur 18 Interpolation av medelvärden av uppmätta grundvattennivåer och ytvattennivåer. I figuren redovisas även sträckorna L_1 och L_2 , uppmätta i ArcView till ca 250 respektive 70 m (jfr fig. 5).

Omsättningen i Bredviken antogs ha samma värde som i tidigare beräkningar. En omsättningshastighet på en vecka för en vattenvolym på 120 000 m³ ger ett ytvattenflöde motsvarande $6.24 \cdot 10^6$ m³/år.

De värden som använts i beräkningarna för de hydrogeologiska och hydrologiska parametrarna sammanfattas i tabell 12, nedan.

Tabell 12: Värden som använts för hydrogeologiska och hydrologiska parametrar.

Parameter	Förklaring	Värde	Enhet
d_a	Akviferens medelmåktighet	20	m
I	Infiltration	100	mm/år
K	Hydraulisk konduktivitet	$1,50 \cdot 10^{-6}$	m/s
i	Hydraulisk gradient	0,005	-
V_{sw}	Bredvikens volym	120 000	m ³
k_T	Omsättningshastighet	52	1/år

Som komplement till de belastningsberäkningar som utförts med grundvattenmodellerna i föregående kapitel, användes interpolationsresultaten i figur 18 till en metodiskt likartad uppskattning av utflödet av potentiellt förorenat grundvatten i Vanån.

Utflödeszonen uppskattades manuellt genom att skissa upp flödeslinjer vinkelrätt mot de beräknade ekvipotentiallinjerna. Längden på utflödesområdet mot Bredviken respektive Långviken uppmättes i ArcView till 250 respektive 70 m. Utflödet av grundvatten, Q , genom den identifierade strandsträckan beräknades sedan med Darcy's lag:

$$Q=A \cdot K \cdot i \text{ [m}^3\text{/år]}$$

där A beräknades som den totala längden på utflödessträckan multiplicerat med akviferens medelmåktighet.

Under dessa förutsättningar blir det beräknade utflödet ca $1500 \text{ m}^3\text{/år}$, d.v.s. ca $4 \text{ m}^3\text{/dygn}$.

4.3.4 Föroreningskaraktäristiska parametrar

Den föroreningskoncentration som skall anses representativ för den förorenade jordvolymen på området är svårskattad. Median, medelvärde och maxhalt av uppmätta PAH-koncentrationer i jorden har beräknats under ett antal mer eller mindre restriktiva antaganden (se vidare Appendix B). Vid spridningsberäkningarna har dock det beräknade aritmetiska medelvärdet av totalkoncentrationen av PAH använts för att karaktärisera föroreningssituationen:

$$C_s=800 \text{ mg/kgTS}$$

Spridningen av de 16 olika PAH-föreningar som listats i avsnitt 2.1.1. har beräknats separat utifrån de individuella föreningarnas kemiska egenskaper. Totalkoncentrationen av PAH har därför delats upp med avseende på dessa föreningar. Den procentuella sammansättningen av PAH-föreningar i de fem jordprov som uppvisade högst koncentrationer under provtagningarna 1995-1996 antogs representativ för den generella föroreningssammansättningen (se vidare Appendix B). Den procentuella andelen av respektive PAH-förening redovisas i tabell 13 nedan tillsammans med de värden som ansatts för fördelningskoefficienterna K_{oc} och H . I tabellen anges också respektive PAH-föreningens ekvivalenta koltal, EC.

Tabell 13: Procentuell förekomst av uppmätta PAH-föreningar i jorden och dess kemiska egenskaper.

	EC ^(a)	P [%] ^(b)	K _{oc} [kg/l] ^(a)	H [-] ^(a)
Benso(a)antracen	26,37	2,65	1,02E+05	2,34E-04
Chrysen	27,41	2,72	8,14E+04	1,80E-04
Benso(b)fluoranten	30,14	1,47	8,30E+04	5,00E-04
Benso(k)fluoranten	30,14	0,36	1,21E+05	6,46E-06
Benso(a)pyren	31,34	0,74	1,31E+05	1,86E-05
Indeno(1,2,3-cd)pyren	35,01	0,14	8,00E+05	2,07E-11
Dibenso(a,h)antracen	33,92	0,05	4,99E+05	3,07E-06
Naftalen	11,69	0,69	8,44E+02	1,74E-02
Acenaftylen	15,06	0,15	2,77E+03	3,39E-03
Acenaften	15,5	10,17	2,38E+03	4,91E-03
Fluoren	16,55	10,72	3,90E+03	3,19E-03
Fenantren	19,36	19,66	8,14E+03	1,31E-03
Antracen	19,43	14,37	7,69E+03	1,60E-03
Pyren	20,8	14,91	2,57E+04	3,71E-04
Fluoranten	21,85	21,08	2,78E+04	4,17E-04
Benso(g,h,i)perylen	34,01	0,13	3,11E+05	3,03E-05

(a) TPHCWG (Gustafson, 1997)

(b) Se Appendix C

4.3.5 Beräkningar för jämförelse mellan platsspecifika och generella riktvärden

De platsspecifika modelleringsresultaten har jämförts med de beräkningar som ligger till grund för bestämningen av de generella och branschspecifika riktvärdena. Beräknade platsspecifika utspädningsfaktorer till grundvatten och ytvatten har jämförts med generella och branschspecifika motsvarigheter. Syftet är att undersöka behovet av att anpassa de riktvärdena efter platsspecifika förhållanden. Utspädningsfaktorerna är ett resultat av platsspecifikt uppskattade hydrogeologiska och hydrologiska förhållanden och jämförs således med de antaganden som ligger till grund för de generella och branschspecifika riktvärdena. De effekter som de platsspecifikt uppskattade jordartskaraktäristiska parametrarna har haft på beräkningsresultatet samt valet att modellerna spridningen av de olika föreningarna var för sig har studerats genom en jämförelse mellan fördelningsfaktorer (se nedan).

Ekvation (2) i avsnitt 2.1.4.1 kan skrivas om på formen:

$$C_w = FF \cdot C_s \quad (24)$$

där FF är fördelningsfaktorn mellan jord och porvatten.

Fördelningsfaktorn är ett resultat av uppskattade fördelningskoefficienter och jordkaraktäristiska egenskaper, som porositet, torrdensitet och vattenhalt. I kombination med ekvation (3) kan fördelningsfaktorn beräknas som:

$$FF = \frac{C_{gw}}{DF_{gw} C_s} \quad (25)$$

Denna faktor har beräknats för summan av cancerogena och övriga PAH och jämförts med de som finns redovisade i Naturvårdsverkets rapport (NVV, 1998).

4.3.6 Jämförelse mellan Naturvårdsverkets modeller och grundvattenmodellerna

Det förekommer att man vid riskbedömningar använder sig av samma metod, för att uppskatta ytvattenkoncentrationen i ett närbeläget vattendrag, som presenterats i föregående kapitel om grundvattenmodellerna³. Man utgår från de uppmätta grundvattenkoncentrationerna i området och beräknar sedan ytvattenkoncentrationerna med hjälp av den utspädningsfaktor mellan grundvatten och ytvatten, som definierats i Naturvårdsverkets generella modell. Antingen används den generella utspädningsfaktor som presenterats i avsnitt 2.1.4.4. eller så beräknas en platsspecifik utspädningsfaktor.

Utöver en jämförelse mellan de ytvattenkoncentrationer som beräknats med hjälp av grundvattenmodellerna och Naturvårdsverkets modeller har därför även de beräknade utspädningsfaktorerna mellan grundvattnet och ytvattnet jämförts.

4.4 POTENTIELL INVERKAN AV BIOLOGISK NEDBRYTNING

Naturvårdsverkets branschspecifika modell för föroreningstransport till yt- och grundvatten kompletterades med den modell för biologisk nedbrytning som beskrivits i avsnitt 2.1.5. Syftet var att undersöka den biologiska nedbrytningens potentiella inverkan på kreosotspridningen från området. De parametrar som definierats specifikt för att beräkna den biologiska nedbrytningen redovisas i det här avsnittet, övriga parametrar har samma värde som redovisats i föregående avsnitt. Beräkningarna utfördes för två olika val av hastighetskonstanter för nedbrytningen, dels de högsta värden som påträffats för samtliga substanser, dels de lägsta.

4.4.1 Parametervärden för beräkning av dispersion

Den longitudinella dispersionskoefficienten, D_L , uppskattades med samma empiriska formel för dispersivitetens skalberoende, som använts i Naturvårdsverkets modeller (USEPA, 1996).

Den longitudinella dispersiviteten beräknas utifrån avståndet från föroreningskällan till observationsobjektet:

$$\alpha_L = 0.1X \quad (26)$$

³ Muntlig information, Yvonne Ohlsson, SWECO VIAK

där

α_L är den longitudinella dispersiviteten [m]

X är avståndet mellan föroreningskälla och undersökningsobjekt [m]

Dispersionskoefficienten beräknas sedan som produkten av dispersiviteten och grundvattnets medelhastighet:

$$D_L = \alpha_L \cdot v \quad (27)$$

där

D_L är den longitudinella dispersionskoefficienten [m^2/s]

v är grundvattnets medelhastighet [m/s]

Medelhastigheten beräknades enligt ekvation (16) i avsnitt 2.1.5. och värdet på den effektiva porositeten valdes utifrån ett typvärde för silt, funnet i referenslitteraturen (Domenico, 1998).

Tabell 14: Parametrar för beräkning av longitudinell dispersion.

Parameter	Förklaring	Värde	Enhet
α_e	Effektiv porositet	0,08	-
α_L	Longitudinell dispersivitet	$0,1 \cdot X$	m/s

4.4.2 Hastighetskonstanter för den biologiska nedbrytningen

Hastighetskonstanterna för den biologiska nedbrytningen hämtades från en miljödatabas på Internet och har inte kontrollerats m.a.p. tillförlitlighet och representativitet. Dyliga hastighetskonstanter är ofta uppmätta under idealiska förhållanden, där tillgången på elektronacceptorer är obegränsad och övriga miljömässiga faktorer är gynnsamma. Så är inte nödvändigtvis fallet vid fältskaliga förhållanden. Detta kan medföra att nedbrytningshastigheten överskattas. Undersökningen bör med andra ord endast ses som vägledande för de potentiella effekter den biologiska nedbrytningen kan ha på spridningen av organiska föroreningar från ett undersökningsobjekt. Högsta och lägsta angivna värde för de individuella substansernas hastighetskonstanterna har använts i beräkningarna och sammanfattas i tabell 15 nedan.

Tabell 15: Hastighetskonstanter för biologisk nedbrytning och ekvivalent koltal för PAH-föreningar.

	EC ^(a)	$\lambda_{\max}^{(b)}$ [1/år]	$\lambda_{\min}^{(b)}$ [1/år]
Benso(a)antracen	26,37	1,24	0,19
Chrysen	27,41	0,34	0,13
Benso(b)fluoranten	30,14	0,35	0,21
Benso(k)fluoranten	30,14	0,14	0,06
Benso(a)pyren	31,34	2,22	0,24
Indeno(1,2,3-cd)pyren	35,01	35,14	4,52
Dibenso(a,h)antracen	33,92	0,35	0,13
Naftalen	11,69	253,00	0,98
Acenaftylen	15,06	2,98	2,11
Acenaften	15,5	10,12	1,24
Fluoren	16,55	3,95	2,11
Fenantren	19,36	7,91	0,63
Antracen	19,43	2,53	0,28
Pyren	20,8	0,60	0,07
Fluoranten	21,85	0,87	0,29
Benso(g,h,i)perylene	34,01	0,22	0,19

(a) TPHCWG (Gustafson, 1997)

(b) http://www.envirobrowser.com/halflife_q.jsp 2003-09-15

4.5 KÄNSLIGHETSANALYS

Naturvårdsverkets branschspecifika modell har undersökts med avseende på känslighet för osäkerhet i indata. Modellparametrarna har varierats inom ett osäkerhetsintervall som bedömts vara rimligt utifrån presenterad bakgrundsinformation och tidigare modelleringsarbeten. För de parametrar där ingen sådan information förelagat har ett 30-procentigt osäkerhetsintervall ansatts. Målparameter är framförallt totalkoncentrationen av PAH i grundvattnet vid Rb3.

4.5.1 Storleks- och avståndsp parametrar

Modellens känslighet för antagandet om grundvattenflödets riktning rakt ut mot Bredviken och således vinkelrätt mot strandkanten testades mot antagandet om att riktningen på flödet snarare är så som det beskrivits av interpolationsresultaten och Twodanmodellen, d.v.s. i stor utsträckning parallellt med det förorenade områdets långsida. Ett dylikt antagande om grundvattenströmningen riktning genom området till observationsröret medför andra värden på L och X. Nya värden på dessa parametrar uppskattades utifrån ovanstående förutsättningar med måttbandverktyget i ArcView. Dels studerades modellkänsligheten för parametrarna L och W, enskilt inom detta intervall, dels beräknades totalkoncentrationen av PAH då båda parametrarna tilldelats de nya värdena.

Avståndet till Rb3 från det förorenade området varierades inom ett 30-procentigt intervall med värdet i de ursprungliga beräkningarna som övre gräns.

Tabell 16: Variationsintervall för parametrar som beskriver storlek på och avstånd till det förorenade området.

Parameter	Förklaring	Variationsintervall	Enheter	Förändringsandel
L	Längd parallellt med flödet	[50 ; 150]	m	2,0
W	Längd vinkelrätt mot flödet	[60 ; 220]	m	2,7
X _b	Avstånd från området till grundvattenrör	[19 ; 25]	m	0,30

4.5.2 Jordartskaraktäristiska parametrar

De jordartskaraktäristiska parametrarna har varierats inom ett intervall motsvarande de parametervärden som Naturvårdverket definierat för genomsläppliga respektive täta jordarter (NVV, 1998). Halten organiskt kol har varierats inom ett intervall, som enligt Naturvårdverket motsvarar jordar med mycket låg respektive mycket hög halt av organiskt material (NVV, 1998).

Tabell 17: Variationsintervall för jordartskaraktäristiska parametrar.

Parameter	Förklaring	Variationsintervall	Enheter	Förändringsandel
_	Porositet	[0,35 ; 0,45]	-	0,29
_w	Vattenhalt	[0,10 ; 0,40]	-	3,0
_b	Torrdensitet	[1,3 ; 1,8]	g/cm ³	0,38
f _{oc}	Halt organiskt kol	[0,01 ; 0,10]	-	9,0

4.5.3 Hydrogeologiska och hydrologiska parametrar

Den hydrauliska konduktiviteten varierades mellan ett värde i samma storleksordning som uppmätts vid permeametertestet och det som kalibrerats fram i tidigare modelleringsarbeten. Värdet på den hydrauliska gradienten varierades mellan det värde som beräknats utifrån skillnad i hydraulisk höjd mellan de intilliggande observationsrören Rb3 och Rb9603 (Appendix C) och det värde som uppskattats genom interpolationen av grundvattennivåer och ytvattennivåer i avsnitt 4.3.3. Akviferens medelmäktighet varierades mellan 20 m, som motsvarar jordtäcket av silt, och 300 m, motsvarande hela den modellmäktighet som definierats i grundvattenmodellerna. Infiltrationen samt Bredvikens volym och omsättningshastighet varierades inom 30-procentiga intervall under antagandet att föroreningsbelastningen underskattats i de ursprungliga beräkningarna.

Tabell 18: Variationsintervall för hydrogeologiska och hydrologiska parametrar.

Parameter	Förklaring	Variationsintervall	Enheter	Förändringsandel
K	Hydraulisk konduktivitet	$[10^{-7} ; 10^{-6}]$	m/s	9,0
i	Hydraulisk gradient	[0,002 ; 0,005]	-	1,5
d_a	Akviferens medelmäktighet	[20 ; 300]	m	14
I	Infiltration	[100 ; 130]	mm/år	0,30
V_{sw}	Bredvikens volym	[92300 ; 120000]	m ³	0,30
k_T	Omsättningshastighet	[40 ; 52]	l/år	0,30

4.5.4 Föroreningskaraktäristiska parametrar

Föroreningskoncentrationen i marken varierades mellan det beräknade medianvärdet och den högsta uppmätta koncentrationen (Appendix B). Henrys konstant, H, varierades inom ett 30-procentigt intervall, under antagandet att föreningarnas flyktighet överskattats i de ursprungliga beräkningarna i avsnitt 4.3.

Beräkningarna utfördes genom att samtliga föreningars H-värden multiplicerades med en faktor, H_{faktor} , som varierades mellan 0,77 och 1,0.

K_{oc} varierades inte alls eftersom resultaten skulle varit jämförbara med de som erhöles genom variation av halten organiskt kol.

Tabell 19: Variationsintervall för föroreningskaraktäristiska parametrar.

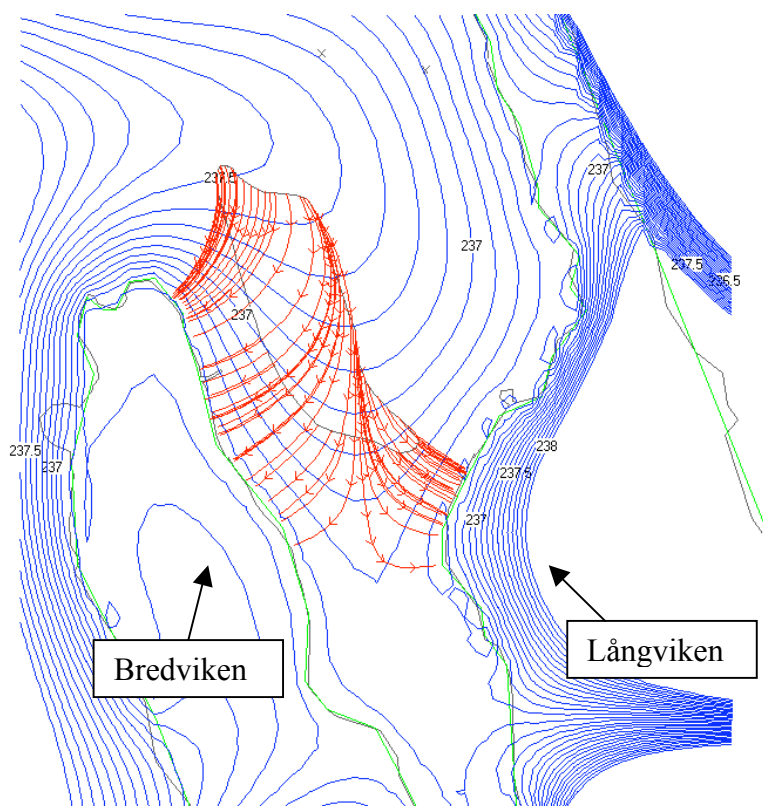
Parameter	Förklaring	Variationsintervall	Enheter	Förändringsandel
C_s	Föroreningskoncentration i jorden	[25 ; 8500]	mg/kgTS	340
H_{faktor}	Faktoriell förändring av Henrys konstant	[0,77 ; 1,0]	-	0,30

5 RESULTAT

5.1 GRUNDVATTENMODELLER

5.1.1 Resultat från Twodan

I figur 19 nedan redovisas resultatet från partikelspårningen i Twodan. En jämförelse med resultatet från Modflow-modelleringen (fig. 11, avsnitt 4.1.6.) visar att den beräknade sträckan längs Vanån som är potentiellt påverkad av utflödande förorenat grundvatten i stort sett är densamma. En noggrannare studie av figurerna visar på att det någon bredare utströmningsområde ut i Långviken, som predikteras av Twodan, troligtvis är ett resultat av det större antalet ”imaginära partiklar” som placerats ut vid det förorenade områdets ytterkant. Twodanmodellen har fler partiklar i den sydligaste spetsen av området och täcker därför in den sträcka när flödet har den största sydliga komponenten. Den beräknade riktningen på grundvattenströmningen ute på udden är således likartad för de båda modelleringsverktygen, vilket också kan utläsas från ekvipotentiallinjernas likartade utseende. Däremot skiljer sig modellerna mera åt då avståndet från Vanån ökar. Denna skillnad blir märkbar redan vid impregneringsområdets norra spets, där ekvipotentiallinjer likväl som de beräknade partikelspårarna skiljer sig mellan modellerna, även om det beräknade utströmningsområdet i slutändan blir detsamma.



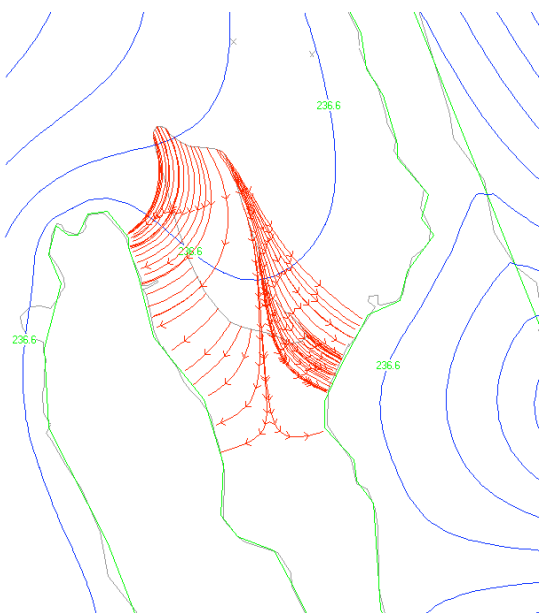
Figur 19 Resultat från partikelspårningen (röda linjer). Blå linjer representerar beräknad hydraulisk höjd (ekvipotentiallinjer) och de gröna linjerna är line-sink-elementet som representerar Vanån (jfr. fig. 13 och 14). Intervallet mellan ekvipotentiallinjerna är 0,1 m.

Utfloppet av potentiellt förorenat grundvatten i Bredviken beräknades till ca 2000 m³/år och i Långviken till ca 600 m³/år. Det totala utfloppet i Vanån bestämdes således till ca 2600 m³/år. Detta motsvarar ett utflöde av ca. 7,1 m³/dygn. Som nämndes i avsnitt 4.1.7. beräknade Modflowmodellen det totala utfloppet av potentiellt förorenat grundvatten i Vanån till 11,6 m³/dygn. Detta var det värde som erhöles då konduktansen på det semipermeabla bottensedimentet valdes till 1000 m²/dygn.

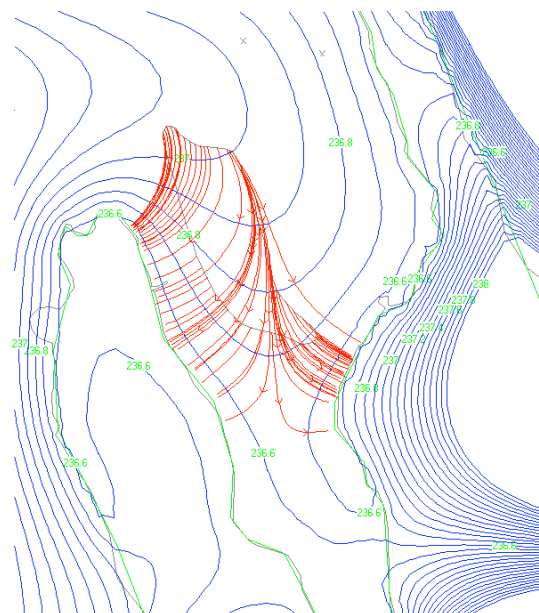
Det bör noteras att verktyget ”sum discharge over polyline” är mycket känsligt för exakt hur linjesegmenten dras och det är därför mycket svårt att uppskatta volymflödet på ett konsekvent sätt.

5.1.2 Utökad modellmaktighet

I figur 20 och 21 nedan kan man tydligt se att valet av modellmaktighet är av betydelse för den beräknade grundvattenströmningen. Intervallet mellan de uppritade ekvipotentiallinjerna är detsamma som i föregående figur. Man kan se att den hydrauliska gradienten på udden blir betydligt lägre då inte akvifermaktigheten begränsar grundvattenflödet och tvingar upp värdet på den hydrauliska höjden. Den största skillnaden erhålles då de två lagren i den 300 m mäktiga modellen genomgående tilldelas siltens konduktivitet. Då den hydrauliska konduktiviteten minskas i det undre lagret blir bilden mer lik den som erhöles i det första försöket.



Figur 20 Utdata från modell med 300 m silt: partikelbanor (röda linjer), ekvipotentiallinjer (blå) och line-sink-elementet, Vanån (gröna linjer). Intervallet mellan ekvipotentiallinjerna är 0,1 m.



Figur 21 Utdata från modell med 20 m silt och 280 m berg/morän: partikelbanor (röda linjer), ekvipotentiallinjer (blå) och line-sink-elementet, Vanån (gröna linjer). Intervallet mellan ekvipotentiallinjerna är 0,1 m.

I fallet då båda lagren tilldelades en hydraulisk konduktivitet motsvarande siltens beräknades utflödet i Bredviken till ca 2500 m³/år och utflödet i Långviken till ca 1100 m³/år. Detta ger ett totalt utflöde av ca 3600 m³/år, motsvarande ca 9,9 m³/dygn.

Modellen där det undre 280 m mäktiga lagret gavs en hydraulisk konduktivitet motsvarande en tiondel av siltens, beräknades utflöden som i högre grad liknade dem då bara ett 20 m tjockt lager av silt modellerades. Utflödet i Bredviken beräknades till ca 2100 m³/år och utflödet i Långviken till ca 800 m³/år. Detta ger ett totalt utflöde av ca 2900m³/år, motsvarande ett utflöde av ca 7,9 m³/dygn.

Utflödet av potentiellt förorenat grundvatten i Vanån, beräknat med hjälp av de tre Twodanmodellerna sammanfattas i tabell 20 nedan.

Tabell 20: Beräknat utflöde av potentiellt förorenat grundvatten i Vanån för de olika Twodanmodellerna.

	Utflöde [m ³ /dygn]	Utflöde [m ³ /år]
Twodan (20 m)	7,1	2600
Twodan (300 m)	9,9	3600
Twodan (20+280 m)	7,9	2900

Den ökade mäktigheten på modellen påverkar mest då det undre lagret tilldelas en relativt hög hydraulisk konduktivitet. Detta är en logisk följd av att linesink-elementet summerar flödet genom samtliga lager och att transmissiviteten beräknas som det vattenmättade jordlagrens mäktighet multiplicerat med dess konduktivitet. I verkligheten är det troligt att konduktiviteten hos bergmassan och moränen är betydlig lägre än den är för silten. Det resultat som erhöles då det undre lagret tilldelades en tiondel av detta värde torde därför i högre grad överrensstämma med verkligheten. Troligtvis ligger det värde som söks någonstans mellan 7 och 8 m³/dygn. Ett utflöde av storleken 8 m³/dygn skulle i sådana fall vara ett konservativt valt värde, vilket motsvarar ett utflöde av ca 3000 m³/år.

5.1.3 Validering av grundvattenmodellerna

I tabell 21 nedan redovisas resultaten från valideringen av samtliga grundvattenmodeller: den ursprungliga Twodanmodellen, de kompletterande Twodanmodellerna, samt Modflowmodellen.

Tabell 21: Resultat från valideringen av de tre Twodanmodellerna samt Modflowmodellen. Tabellen redovisas skillnaden mellan modellerade och uppmätta grundvattennivåer angivet i meter, samt kvadratsumman av felet. Positiva skillnader är markerade med grått.

	Twodan (20 m)	Twodan (300 m)	Twodan (280+20 m)	Modflow
(Mod-Obs) RB3	-0,23	-0,47	-0,37	-0,29
(Mod-Obs) RB9212	0,36	-0,47	-0,11	-0,33
(Mod-Obs) RB9501	-0,31	-0,87	-0,63	-0,29
(Mod-Obs) RB9601	-0,12	-0,49	-0,33	0,03
(Mod-Obs) RB9603	0,10	-0,58	-0,29	-0,09
Σe^2	0,31	1,77	0,73	0,24

Notera att antalet valideringspunkter är mycket litet och valideringsdata är osäkert eftersom årsmedelvärden för grundvattennivåerna endast kunde uppskattas överslagsmässigt. Resultaten från valideringen av de olika grundvattenmodellerna kan därför storleksmässigt anses relativt likvärdiga. Den övergripande flödesbilden bör dock jämföras med den som de uppmätta grundvattennivåerna ger.

Resultaten från kalibreringen styrker iakttagelsen att den begränsade modellmaktigheten för Twodanmodellen tvingar upp den hydrauliska höjden på punkter i modellen som är belägna långt upp på land (jmr figur 16, avsnitt 4.2.5). Den ursprungliga Twodanmodellen predikterar en för hög grundvattennivå i observationsrör Rb9603 och Rb9212, medan de övriga felen har negativt tecken. Modellen riskerar således att överskatta gradienten ut mot vattendraget.

I de två andra Twodanmodellerna har samtliga fel negativt tecken och skillnaden i felen mellan observationsrören nära vattendraget och längre upp på land är mindre. Störst negativa fel ger modellen där det undre lagret tilldelades siltens konduktivitet. Detta kan tyda på att det beräknade grundvattenflödet blir för stort för att infiltrationen skall kunna upprätthålla den hydrauliska höjden på udden. Felen är mindre för den modell där konduktiviteten i det undre lagret sänkts, men de är fortfarande större än Modflowmodellens och då speciellt i den nordligaste delen av modellen. I avsnitt 4.3.3. konstaterades det att det regionala grundvattenflödet i huvudsak var sydligt, de nordostliga strömningskomponenterna i Twodanmodellernas norra del bekräftas således inte av de uppmätta grundvattennivåerna. På udden där det förorenade området är beläget, beskriver dock Twodanmodellerna och Modflowmodellen en likartad strömningsbild.

5.1.4 Beräknade ytvattenkoncentrationer

I tabell 22 nedan redovisas de utspädningsfaktorer och ytvattenkoncentrationer av PAH, som beräknats med resultaten från grundvattenmodelleringen i Modflow respektive Twodan (avsnitt 4.1.7 resp. avsnitt 5.1.2). Ur tabellen kan man utläsa att Twodan beräknar utflödet till ca 70 % av det som Modflow beräknade. De beräknade ytvattenkoncentrationerna i Vanån blir således genomgående 70 % av de som redovisades i tabell 7, avsnitt 4.1.7. Eftersom ytvattenkoncentrationerna i tabell 7 uppfyllde de miljö- och hälsokriterier, som redovisats tidigare i rapporten (tabell 4), så följer att även koncentrationerna som beräknats med resultaten från Twodan gör det.

Tabell 22: Beräknat utflöde av potentiellt förorenat grundvatten i Vanån för de olika grundvattenmodellerna (F), motsvarande utspädning i Bredviken (1/DF) och den resulterande ytvattenkoncentrationen av cancerogena och övriga PAH.

	F [m ³ /år]	1/DF [-]	Σ Cancerogena PAH [µg/l]	Σ Övriga PAH [µg/l]
Twodan	3000	2100	[0,00012 ; 0,00036]	0,0026
Modflow	4200	1500	[0,00017 ; 0,00052]	0,0038

5.2 NATURVÅRDSVERKETS MODELLER

5.2.1 Resultat från beräkningarna med Naturvårdsverkets generella respektive branschspecifika modell

De föroreningskoncentrationer som beräknades med Naturvårdsverkets modeller, dels i grundvattnet vid observationsrör Rb3, dels i Bredviken, redovisas i tabell 23 nedan. De beräknade koncentrationerna anges genomgående med två värdesiffror, oberoende av detektionsintervall (Notera att flera av koncentrationerna är mindre än den detektionsgräns som angetts för grundvattenanalysen på 0.1 µg/l och att koncentrationer på en mindre skala än så i praktiken är problematiskt att uppmäta.). Från resultatet kan man utläsa att såväl ytvattenkriterium, som riktvärden för grundvatten beräknas överskridas. Riktvärdet för PAH i grundvatten beräknas överskridas med en faktor 30 respektive 80 för cancerogena respektive övriga PAH (tabell 4). Vad gäller ytvattenkriterierna är det framförallt människans exponering för övriga PAH via intag av fisk som beräknas bli för hög (tabell 4). Koncentrationerna av övriga PAH är dessutom riskabelt höga m.a.p. det akvatiska ekosystemet. Dock ligger samtliga ytvattenkoncentrationer under de ekotoxikologiska kriterier som använts vid beräkningen av Naturvårdsverkets generella riktvärden (tabell 4).

Tabell 23: Beräknade grundvattenkoncentrationer vid observationsrör Rb3 (C_{gw}) och beräknade ytvattenkoncentrationer i Bredviken (C_{sw}), enligt Naturvårdsverkets generella (GM) och branschspecifika (BSM) modell [µg/l].

	GM, C _{gw}	GM, C _{sw}	BSM, C _{gw}	BSM, C _{sw}
Benso(a)antracen	1,7	0,00022	1,6	0,00073
Chrysen	2,2	0,00028	2,1	0,00094
Benso(b)fluoranten	1,2	0,00015	1,1	0,00050
Benso(k)fluoranten	0,19	2,5E-05	0,19	8,4E-05
Benso(a)pyren	0,37	4,8E-05	0,35	0,00016
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,011	1,5E-06	0,011	4,9E-06
Dibenso(a,h)antracen	0,0066	8,5E-07	0,0062	2,8E-06
_ Cancerogena PAH	5,7	0,00073	5,4	0,0024
Naftalen	53	0,0069	51	0,023
Acenaftylen	3,5	0,00046	3,4	0,0015
Acenaften	280	0,036	270	0,12
Fluoren	180	0,023	170	0,077
Fenantren	160	0,020	150	0,068
Antracen	120	0,016	120	0,053
Pyren	38	0,0049	36	0,016
Fluoranten	50	0,0064	47	0,021
Benso(g,h,i)perylen	0,027	3,5E-06	0,026	1,2E-05
_ Övriga PAH	880	0,11	840	0,38

5.2.2 Jämförelse mellan beräknade och uppmätta grundvattenkoncentrationer

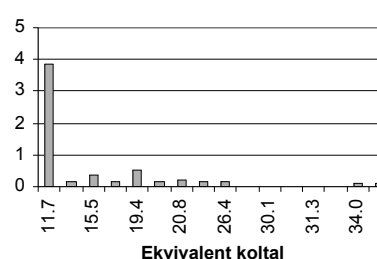
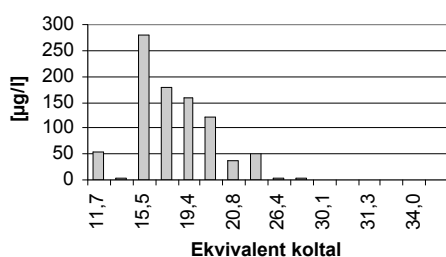
Om man jämför de beräknade grundvattenkoncentrationerna i tabell 23 på föregående sida med de grundvattenkoncentrationer som uppmäts vid observationsrör Rb3 (tabell 5, avsnitt 3.2.2) kan man se att modellerna kraftigt överskattar förorenings spridningen. I tabell 24 nedan sammanfattas denna jämförelse. Den beräknade halten av cancerogena PAH är ca en faktor 10 högre än den som uppmäts och för övriga PAH är skillnaden ännu större, ca 150 ggr.

Tabell 24: Skillnader mellan uppmätta (Obs) och beräknade koncentrationer av PAH vid Rb3, enligt Naturvårdsverkets generella (GM) respektive branschspecifika (BSM) modell [$\mu\text{g/l}$].

	Obs	GM	BSM	GM/Obs	BSM/Obs
_ Cancerogena PAH	0,5	5,7	5,4	11,4	10,8
_ Övriga PAH	5,7	880	840	154	147

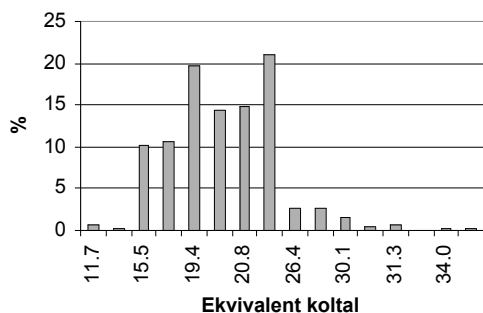
Man kan också se en skillnad i den relativa förekomsten av de olika PAH-föreningarna. I tabell 5, kan man t.ex. utläsa att den rikligast förekommande PAH-föreningen i grundvattnet som analyserats, är det lätttrörliga naftalenet. Detta är inte fallet för de beräknade koncentrationerna, då naftalen utgör en mycket mindre andel av den totala föroreningsmängden (tabell 23). Skillnaden i sammansättning mellan beräknade grundvattenkoncentrationer och uppmätta grundvattenkoncentrationer illustreras i figur 22 och 23 nedan. Figur 24 illustrerar sammansättningen av kreosotföreningen i marken. Ur figurerna kan man utläsa att de beräknade grundvattenkoncentrationerna, i högre grad än de uppmätta, återspeglar föroreningsammansättningen i marken med en viss snedfördelning mot lägre ekvivalenta koltal. Snedfördelningen är ett resultat av att föreningarna med lågt ekvivalent koltal generellt är mer lätttrörliga än föreningarna med stort ekvivalent koltal (tabell 13).

Beräknade grundvattenkoncentrationer vid Rb3, GM



Figur 22 Grundvattenkoncentrationer av olika PAH, beräknade med Naturvårdsverkets modell och plottade mot ekvivalent koltal.

Figur 23 Uppmätta koncentrationer av olika PAH i observationsrör Rb3, plottade mot ekvivalent koltal.



Figur 24 Uppmätta halter av olika PAH i jorden, plottade mot ekvivalent koltal.

5.2.3 Jämförelse mellan Naturvårdsverkets modeller

Eftersom båda Naturvårdsverkets modeller beräknar markvattenkoncentrationen på samma sätt, så är det beräkningen av utspädningsfaktorerna som skiljer dem åt. Dessa redovisas i tabell 25 nedan.

Utspädningsfaktorn mellan markvattnet och grundvattnet vid observationsrör Rb3 skiljer sig mycket litet åt mellan modellerna. Den branschspecifika modellen beräknar en något större utspädning, som resultat av att modellen kompletterats med ytterligare en omblandningszon, vinkelrätt mot flödesriktningen.

Den beräknade utspädningen mellan infiltrerande markvatten och ytvattnet skiljer sig mer mellan de två modellerna. Utspädningen enligt den generella modellen blir nästan tre gånger så hög som för den branschspecifika.

Tabell 25: Jämförelse mellan beräknade utspädningsfaktorer för Naturvårdsverkets generella (GM) respektive branschspecifika (BSM) modell.

	GM	BSM	GM/BSM
1/DF _{gw}	2,4	2,6	0,95
1/DF _{sw} *	15000	5700	2,6

*För den generella modellen är det produkten av DF_{gw} och DF_{sw} som redovisas, d.v.s. den totala utspädningen mellan markvatten och ytvatten.

5.2.4 Jämförelse mellan platsspecifika och generella antaganden

I tabell 26 nedan jämförs de platsspecifika utspädningsfaktorer som beräknats i det här examensarbetet med de utspädningsfaktorerna som Naturvårdsverket använde sig av vid beräkningen av de generella och branschspecifika riktvärden för mark, 1997 respektive 1998.

Skillnader i de beräknade utspädningsfaktorerna speglar skillnader i antaganden om avstånd, geologi, hydrogeologi och hydrologi. De platsspecifika utspädningsfaktorerna

är beräknade för att beskriva de förhållanden som gäller specifikt för området i Vansbro, medan de generella utspädningsfaktorer som användes vid beräkningarna av riktvärdena för förorenad mark (både de branschspecifika och generella) har anpassats för att i mesta möjliga mån beskriva ett stort antal objekt i landet.

Man kan se att både de generella och de branschspecifika riktvärdena för mark är beräknade för en mycket större utspädning av föroreningarna i grundvattnet än vad som erhålles vid en platsspecifik bedömning. Med andra ord skulle de referenskoncentrationer som anges för marken med avseende på skyddet av grundvattnet i ett förorenat MKM-område vara betydligt högre än vad som skulle kunna tolereras på området i Vansbro specifikt. Med en platsspecifik anpassning av modellerna beräknas grundvattenkoncentrationer som är upp till 30 gånger högre än om de beräknas med de generella antaganden som ligger till grund för riktvärdena. Även referenskoncentrationerna m.a.p. skyddet av ytvattnet skulle vara för höga då de modellerats under de antaganden som ligger till grund för de generella riktvärdena. De branschspecifika referenskoncentrationerna, med avseende på skyddet av ytvattnet, skulle däremot vara konservativa.

Tabell 26: Jämförelse mellan platsspecifikt beräknade, respektive generellt ansatta utspädningsfaktorer som använts vid framtagandet av Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark.

	GM Generellt	GM Platsspecifikt	Faktor	BSM Generellt	BSM Platsspecifikt	Faktor
1/DF_{gw}	30	2,4	13	80	2,6	31
1/DF_{sw}*	60000	15000	0,67	5000	5700	0,88

*För den generella modellen är det produkten av DF_{gw} och DF_{sw} som redovisas, d.v.s. den totala utspädningen mellan markvatten och ytvatten.

I tabell 28 kan man dessutom se att den platsspecifika anpassningen av de jordkaraktäristiska parametrarna och valet att modellera de olika föroreningssubstanserna med individuella fördelningskonstanter också har stor betydelse för resultatet. Framför allt påverkas fasfördelningen av gruppen övriga PAH, där de koncentrationer som erhålles i markvattnet vid en platsspecifik modellering kommer att vara en knapp tjugondel av de som beräknas med samma antaganden som ligger till grund för de branschspecifika riktvärdena. (I tabell 28 redovisas beräkningen av de platsspecifika fördelningskoefficienterna)

Tabell 27: Jämförelse mellan branschspecifika och platsspecifika fördelningsfaktorer.

	FF*_{branschspecifik}	FF_{platsspecifik}	Faktor
_ Cancerogena PAH	0,000049	0,000032	1,5
_ Övriga PAH	0,010	0,00044	23

*Fördelningsfaktor för ytlig, normaltät jord med 2% organiskt kol.

Tabell 28: Beräkning av platsspecifika fördelningsfaktorer.

	%	C_s [mg/kg]	C_{gw} [mg/l]	DF_{gw}	FF_{platsspecifik}
_ Cancerogena PAH	8	65	0,0054	2,6	0,000032
_ Övriga PAH	92	753	0,84	2,6	0,00044

5.2.5 Jämförelse mellan Naturvårdsverkets modeller och grundvattenmodellerna

I tabell 29 nedan sammanfattas resultaten från de beräkningar av föroreningskoncentrationerna i Vanån, som presenterats hittills i rapporten. Man kan se att Naturvårdsverkets modeller beräknar avsevärt mycket högre föroreningskoncentrationer än då uppmätta grundvattenkoncentrationer och flödesberäkningar från grundvattenmodellerna används. Denna väsentliga storleksskillnad kan helt tillskrivas det värde på grundvattenkoncentrationerna som använts i beräkningarna, uppmätta eller beräknade. I tabellen kan man exempelvis utläsa att Naturvårdsverkets modell beräknar ett mindre utflöde av förorenat grundvatten i Bredviken än grundvattenmodellerna gör och att utspädningen mellan grundvatten och ytvatten således blir större för denna modell än grundvattenmodellerna. Trots att Naturvårdsverkets generella modell, i förhållande till grundvattenmodellerna, således överskattar utspädningen av det förorenade grundvattnet i vattendraget, beräknar den ändå betydligt högre ytvattenkoncentrationer. Detta är en följd av att de beräknade grundvattenkoncentrationerna är flera storleksordningar större än de uppmätta grundvattenkoncentrationerna. I den branschspecifika modellen beräknades grundvattenbildningen inom det förorenade området till 1000 m³/år. Detta motsvarar den volym markvatten som, utspädd, antas nå Bredviken. Resultaten från dessa beräkningar blir således ytterligare förhöjda relativt de som diskuterats ovan.

Det bör noteras att de flöden ut i Bredviken, som beräknats med grundvattenmodellerna och som presenteras i tabell 29 nedan, egentligen är summan av grundvattenflödet ut i Bredviken och Långviken (avsnitt 5.1.2 och 4.1.7). För Naturvårdsverkets generella modell är det enbart flödet ut i Bredviken. Skillnaden mellan utspädningsfaktorerna skulle således vara mindre om enbart flödet ut i Bredviken beaktats för alla modellerna. I Tvodan beräknades dock flödet enbart ut i Bredviken till drygt 2000 m³/år (avsnitt 5.1.2). Utspädningen skulle således, ändå, vara mindre än hälften av den som beräknats med Naturvårdsverkets generella modell.

Det kan också nämnas att Naturvårdsverkets generella modell beräknar djupet på omblandningszonen vid strandkanten till ca 25 m, innan den begränsas till de definierade 20 m som har angetts som akviferens mäktighet. Modellen räknar alltså inte med att föroreningarna sprider sig djupare än så och därför blir också volymen på det beräknade utflödet av förorenat grundvatten mindre. Detta kan ställas i relation till grundvattenmodellerna som beräknar grundvattenflödet genom de totalt 300 m mäktiga modellerna.

Slutligen kan det noteras att den utspädningsfaktor mellan grundvatten och ytvatten, som definierades i samband med beräkningen av de generella riktvärdena ($DF_{sw}=1/4000$), stämmer förhållandevis bra för området i Vansbro. Detta är dock en slump eftersom de antaganden som ligger till grund för den är långt ifrån giltiga. Den generella utspädningsfaktorn mellan grundvatten och ytvatten är beräknad för ett mycket mindre utflöde av förorenat grundvatten, men även en mycket mindre omsättning i vattendraget än vad som antagits för Vansbro (avsnitt 2.1.4.4).

Tabell 29: Utflöde av potentiellt förorenat grundvatten i Bredviken (F), motsvarande utspädningsfaktor (1/DF) och ytvattenkoncentrationer av PAH beräknat med Naturvårdsverkets modeller och de båda grundvattenmodellerna.

	F [m ³ /år]	1/DF [-]	Σ Cancerogena PAH [µg/l]	Σ Övriga PAH [µg/l]
Twodan	3000	2100	[0,00012 ; 0,00036]	0,0026
Modflow	4200	1500	[0,00017 ; 0,00052]	0,0038
GM	1000	6000	0,00073	0,11
BSM	-	-	0,0024	0,38

5.3 POTENTIELL INVERKAN AV BIOLOGISK NEDBRYTNING

5.3.1 Resultat från beräkningarna med minimal respektive maximal nedbrytningshastighet

I tabell 30 nedan redovisas de föroreningskoncentrationer som beräknades, i grundvattnet vid Rb3 och i ytvattnet Bredviken, då Naturvårdsverkets branschspecifika modell kompletterades med en modell för biologisk nedbrytning. De beräknade koncentrationerna anges, som i föregående kapitel med två värdesiffror.

Från resultaten kan man utläsa att samtliga ytvattenkriterium uppfylls oavsett valet av biologisk nedbrytningshastighet medan föroreningskoncentrationerna i grundvattnet fortfarande är förhöjda relativt riktvärdena (tabell 4). De beräknade koncentrationerna är dock avsevärt mycket mindre än då ingen hänsyn tagits till den biologiska nedbrytningen.

Tabell 30: Beräknade grundvattenkoncentrationer vid observationsrör Rb3 (C_{gw}) och beräknade ytvattenkoncentrationer i Bredviken (C_{sw}) vid minimal (Min) respektive maximal (Max) biologisk nedbrytningshastighet [$\mu\text{g/l}$].

	Min, C_{gw}	Min, C_{sw}	Max, C_{gw}	Max, C_{sw}
Benso(a)antracen	0,40	0,000037	0,0027	6,5E-09
Chrysen	0,77	0,00011	0,20	0,0000086
Benso(b)fluoranten	0,24	0,000019	0,10	4,1E-06
Benso(k)fluoranten	0,11	0,000028	0,064	8,3E-06
Benso(a)pyren	0,062	0,0000044	0,000024	8,0E-12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,8E-09	3,4E-17	2,7E-24	1,3E-40
Dibenso(a,h)antracen	0,0023	3,2E-07	0,00057	2,3E-08
_ Cancerogena PAH	1,6	0,00020	0,37	2,1E-05
Naftalen	0,23	0,0000011	2,1E-60	1,3E-98
Acenaftylen	0,00032	1,3E-10	0,000030	2,9E-12
Acenaften	0,44	1,1E-06	5,1E-09	2,8E-19
Fluoren	0,016	6,5E-09	0,00015	3,7E-12
Fenantren	3,2	0,000043	8,1E-08	2,9E-17
Antracen	16	0,00092	0,0033	6,5E-10
Pyren	21	0,0046	0,89	0,000013
Fluoranten	6,2	0,00033	0,34	2,2E-06
Benso(g,h,i)perylene	0,0064	6,0E-07	0,0052	4,2E-07
_ Övriga PAH	47	0,0059	1,2	1,6E-05

I tabell 31 redovisas skillnaden mellan de föroreningskoncentrationer som beräknats med den omodifierade branschspecifika modellen och de som beräknats då modellen kompletterats med avseende på biologisk nedbrytning.

Märkbara skillnader erhålles redan för de lägsta värdena på hastighetskonstanterna. Den beräknade grundvattenkoncentrationen av övriga PAH blir under dessa förutsättningar 18 gånger lägre än då ingen nedbrytning antas ske och ytvattenkoncentrationen blir ca 64 gånger lägre. För cancerogena PAH är motsvarande siffror drygt tre respektive 12 gånger.

Då de högsta värdena på hastighetskonstanterna användes i beräkningarna var skillnaderna flera storleksordningar större. Modellen beräknar 680 gånger lägre koncentration av övriga PAH i grundvattnet och 24000 gånger lägre koncentration i ytvattnet. Även koncentrationen av cancerogena PAH reducerades kraftigt, 14 gånger för grundvattnet och 120 gånger för ytvattnet.

Eftersom hastighetskonstanterna inte gör anspråk på att vara representativa för grundvattenförhållandena i Vansbro bör dock inte alltför stor vikt läggas vid de enskilda beräkningsresultaten. Däremot kan det noteras att den biologiska nedbrytningen skulle kunna vara av betydelse under en tidsrymd, motsvarande den då föroreningarna transporteras från det förorenade markområdet till Bredviken och till observationsrör Rb3. Det kan också noteras att det därför är av vikt att välja hastighetskonstanterna med omsorg.

Tabell 31: Jämförelse mellan beräkningsresultat för modeller med minimal (Min) respektive maximal (Max) biologisk nedbrytning och den branschspecifika modellen utan [$\mu\text{g/l}$].

	Utan	Min	Max	Utan/Min	Utan/Max
Cgw, _ Cancerogena PAH	5,4	1,6	0,4	3,4	14
Cgw, _ Övriga PAH	840	47	1,2	18	680
Csw, _ Cancerogena PAH	0,0024	0,00020	0,000021	12	120
Csw, _ Övriga PAH	0,38	0,0059	0,000016	64	24000

5.3.2 Jämförelsen mellan beräknade och uppmätta grundvattenkoncentrationer

Det kan vara intressant att notera att storleken på de beräknade föroreningskoncentrationerna, då nedbrytning inkluderats i modellen, i betydligt högre grad sammanfaller med observerade grundvattenkoncentrationer (tabell 32). För övriga PAH var skillnaden mellan observerade och beräknade grundvattenkoncentrationer ca 150 ggr för den branschspecifika modellen utan hänsyn till nedbrytningen. Med minimal nedbrytning inkluderad i modellen är skillnaden knappt 10 ggr. För cancerogena PAH, gäller motsvarande drygt 10 respektive knappt 2 ggr.

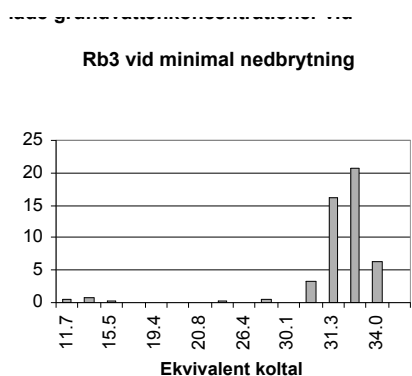
Då grundvattenkoncentrationerna beräknats med maximal nedbrytning är skillnaden mellan observerade och beräknade koncentrationer ännu mindre. Här är dock de beräknade koncentrationerna, till skillnad från alla de tidigare modellerna, lägre än de observerade.

Även om storleken på de beräknade grundvattenkoncentrationerna i högre grad sammanfaller med de observerade då hänsyn tas till den biologiska nedbrytningen, så skiljer sig sammansättningen av föroreningarna fortfarande mycket åt (jmf fig. 24 och 25 nedan och fig. 23 i avsnitt 5.2.2). Vid maximal nedbrytning återstår i princip bara de

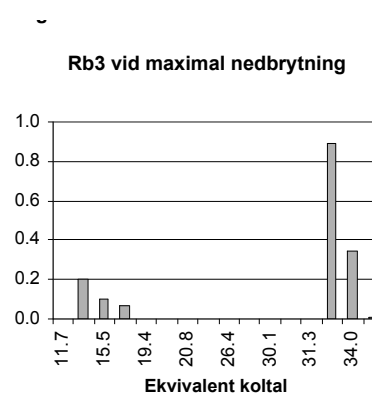
mest svårnedbrytbara PAH-föreningarna och de som förekommit i rikligast mängd i jordproverna. Övriga faktorer verkar ha mycket liten inverkan på resultatet.

Tabell 32: Jämförelse mellan beräknade och uppmätta koncentrationer av PAH vid observationsrör Rb3, enligt Naturvårdsverkets branschspecifika modell kompletterad med minimalt och maximalt uppskattad biologisk nedbrytning [$\mu\text{g/l}$].

	Uppm	Min	Max	Min/Uppm	Max/Uppm
Cancerogena PAH	0,5	1,6	0,4	3,2	0,7
Övriga PAH	5,7	47	1,2	8,3	0,2



Figur 25 Beräknade grundvattenkoncentrationer av olika PAH vid minimal nedbrytning, plottade mot ekvivalent koltal.



Figur 26 Beräknade grundvattenkoncentrationer av olika PAH vid maximal nedbrytning, plottade mot ekvivalent koltal.

5.4 KÄNSLIGHETSANALYS

5.4.1 Storlek och avståndsparmetrar

I tabell 33 nedan redovisas variationen i den beräknade grundvattenkoncentrationen vid observationsrör Rb3 som resultat av variationen av modellparametrarna inom de osäkerhetsintervall som definierats i föregående kapitel. I tabellen redovisas också en förstärkningsfaktor, beräknad som den relativa variationen i målparametern dividerat med den relativa variationen i inparametern. Notera att målparametern inte är linjärt beroende av samtliga inparametrar i studien och att känsligheten för osäkerheter i indata därför kommer att variera med modellens arbetspunkt. Denna förstärkningsfaktor är således inget absolut mått på modellens känslighet, men möjliggör en översiktlig rangordning.

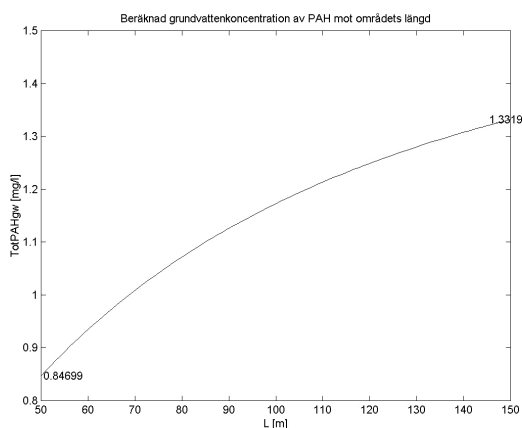
Resultaten tyder på att modellen är känsligast för uppskattningen av det förorenade områdets längd parallellt med flödesriktningen och relativt okänslig för osäkerheter i antagandet om områdets bredd. De stora osäkerhetsintervall som definierats för dessa parametrar medför dock en väsentlig skillnad i de beräknade grundvattenkoncentrationerna. Då båda dessa parametrar varierades samtidigt

beräknades grundvattenkoncentrationen av totalt PAH i Rb3 till 1,0681 mg/l, vilket motsvarar en ökning på ca 26 %.

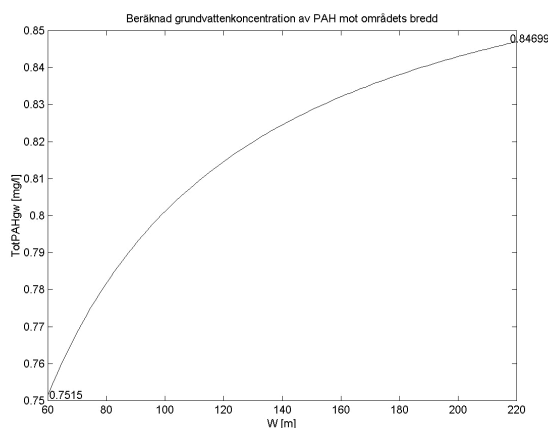
I figur 27-29 redovisas kurvorna från känslighetsanalysen.

Tabell 33: Variationsintervall för storleks- och avståndsparametrar i Naturvårdverkets branschspecifika modell samt motsvarande variation av den beräknade totalkoncentrationen av PAH i grundvattnet vid observationsrör Rb3.

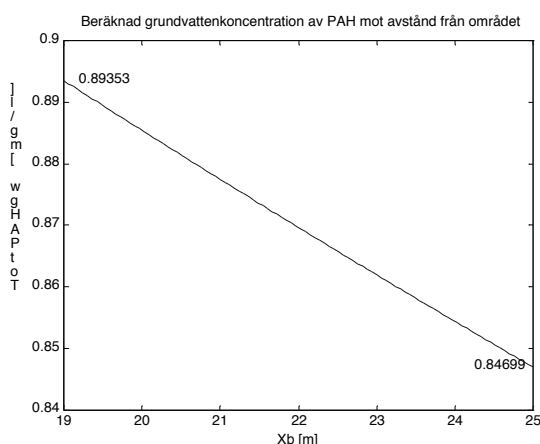
Parameter	Enhet	Variationsintervall Parameter	Andel	Variationsintervall C_{gw} tot PAH [mg/l]	Andel	Förstärkning
L	m	[50 ; 150]	2,0	[0,8470; 1,3319]	0,57	0,29
W	m	[60 ; 220]	2,7	[0,7515 ; 0,8470]	0,11	0,041
Xb	m	[19 ; 25]	0,30	[0,8935;0,8470]	-0,052	-0,17



Figur 27 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot det förorenade områdets längd parallellt med flödesriktningen.



Figur 28 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot det förorenade områdets bredd vinkelrätt mot flödesriktningen.



Figur 29 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot avstånd till det förorenade området.

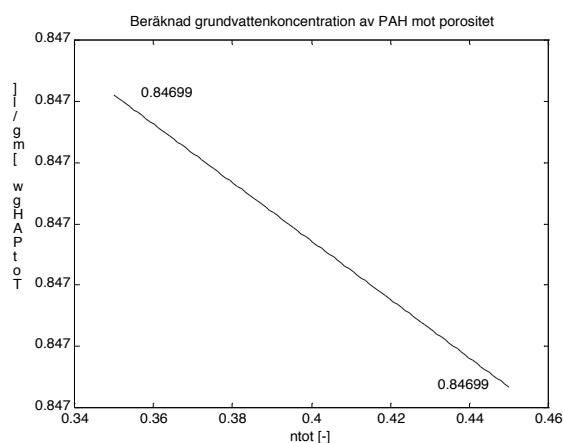
5.4.2 Jordartskaraktäristiska parametrar

Valet av samtliga jordartskaraktäristiska parametrar, förutom halten organiskt kol, måste anses vara av mycket liten betydelse när det gäller att uppskatta den grundvattenburna föroreningstransporten. Exempelvis ger en tredubbling av den uppskattade vattenhalten en förändring på ca en tusendel i de beräknade grundvattenkoncentrationerna av PAH. Halten organiskt kol har dock mycket stor betydelse. Från figur 33 kan man utläsa att inverkan är störst vid halter av organiskt kol under ca tre procent och mindre för halter över denna gräns (en förändring av halten organiskt kol från en till tre procent reducerar de beräknade grundvattenkoncentrationerna med 75 %). Totalt varierar den beräknade koncentrationen av PAH i grundvattnet ca 9 gånger beroende på om jorden antas ha en mycket låg eller mycket hög halt organiskt kol. Notera även att om fyllnadsmassan på det förorenade området i Vansbro hade antagits ha en 10-procentig halt organiskt kol istället för de fem som ansattes, så hade de beräknade grund- och ytvattenkoncentrationerna halverats.

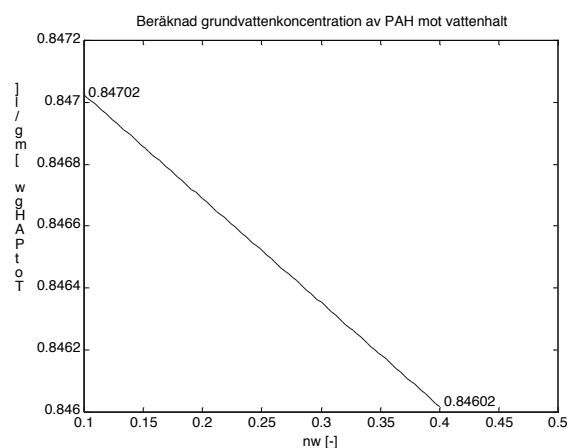
Tabell 34: Variationsintervall för jordartskaraktäristiska parametrar i Naturvårdverkets branschspecifika modell samt motsvarande variation av den beräknade totalkoncentrationen av PAH i grundvattnet vid observationsrör Rb3.

Parameter	Enhet	Variationsintervall Parameter	Andel	Variationsintervall $C_{gw\ tot\ PAH\ [mg/l]}$	Andel	Förstärkning
—	-	[0,30 ; 0,50]	0,29	(a)	-	0
_w	-	[0,10 ; 0,50]	3,00	[0,8470;0,8460]	-0,0012	-0,00039
_b	g/cm ³	[1,3 ; 1,8]	0,38	[0,8469; 0,8471]	0,00024	0,00061
foc	-	[0,01 ; 0,10]	9,00	[4,2274; 0,4236]	-8,98	-1,00

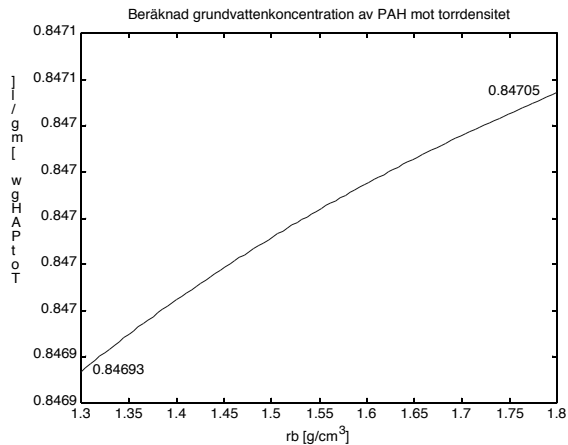
a) Skillnaden är försumbar (ca $2 \cdot 10^{-6}$ mg/l)



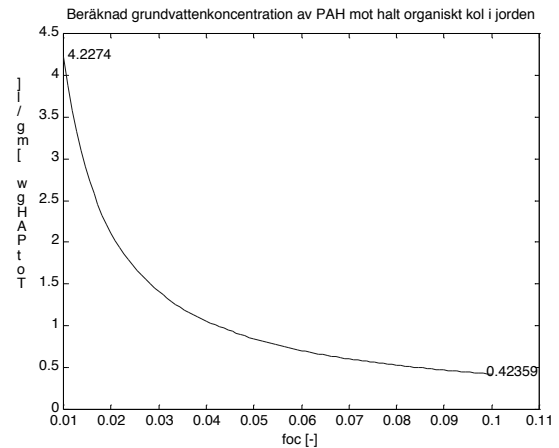
Figur 30 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot porositeten hos den förorenade fyllnadsmassan.



Figur 31 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot vattenhalten hos den förorenade fyllnadsmassan.



Figur 32 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot torrdensteten hos den förorenade fyllnadsmassan.



Figur 33 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot andelen organiskt kol i den förorenade fyllnadsmassan.

5.4.3 Hydrogeologi och hydrologi

Ur tabell 35 kan man utläsa att valet att utföra beräkningarna med ett värde på den hydrauliska konduktiviteten motsvarande det som erhållits i permeametertestet istället för det som erhållits från tidigare modelleringsarbeten påverkar det beräknade resultatet med ca 30 %. Modellens känslighet för valet av den hydrauliska konduktiviteten är inte så stor i sig, men den stora osäkerhet som uppskattningen av denna parameter är förknippad med, gör ändå att den har stor inverkan på det slutgiltiga resultatet.

I figur 36 nedan kan man utläsa att valet av akviferens medelmäktighet påverkar modelleringsresultaten speciellt för små värden. Figur 37 är en förstoring av intervallet i närheten av det värde som definierades i de ursprungliga beräkningarna. Den visar på ett tydligt brytknä i känsligheten vid 26 m, vilket med största sannolikhet är det värde då den definierade omblandningszonen inte blir direkt begränsande, enligt definitionen att omblandningszonen aldrig kan vara större än akviferens medelmäktighet (se vidare avsnitt 2.1). För små värden på akviferens medelmäktighet uppvisar således modellen en stor känslighet för denna parameter (inom intervallet 20-26 m är förstärkningen ca -0,36).

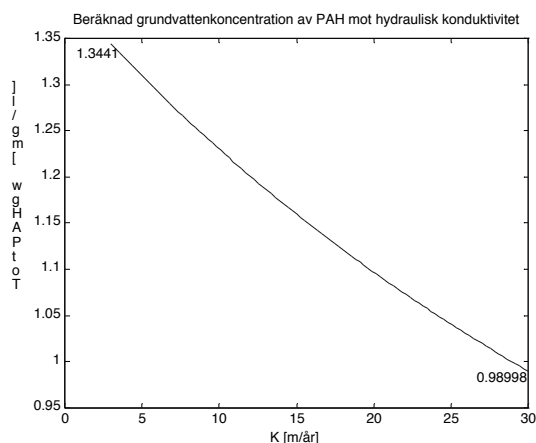
Vi kan även se att valet att uppskatta den hydrauliska gradienten utifrån uppmätta grundvattennivåer i observationsrören och ytvattennivån i Bredviken, eller endast två närliggande observationsrör, påverkar resultatet med ca 30 %.

Störst relativ känslighet inom de definierade osäkerhetsintervallen uppvisar modellen för osäkerheten i infiltrationen, däremot är det definierade osäkerhetsintervallet i den här studien inte så stort för denna parameter.

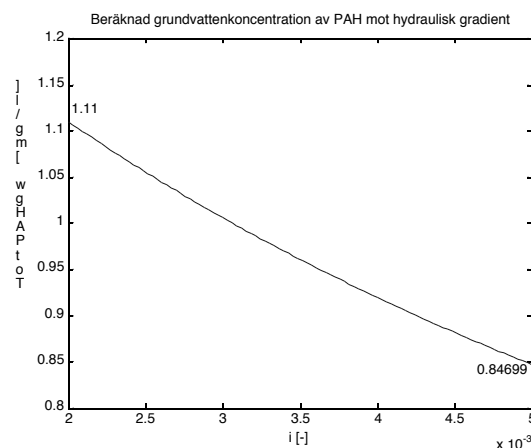
Figureerna 34-38 från undersökningen av modellens känslighet för osäkerhet i de hydrogeologiska och hydrologiska parametrarna redovisas nedan.

Tabell 35 Variationsintervall för hydrogeologiska och hydrologiska parametrar i Naturvårdverkets branschspecifika modell samt motsvarande variation av den beräknade totalkoncentrationen av PAH i grundvattnet vid observationsrör Rb3.

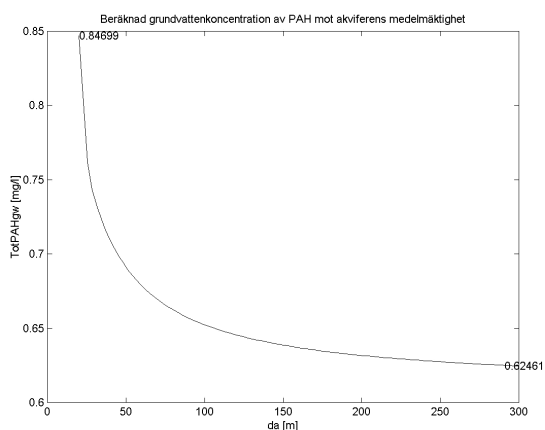
Parameter	Enhet	Variationsintervall Parameter	Andel	Variationsintervall $C_{gw\ tot\ PAH\ [mg/l]}$	Andel	Förstärkning
K	m/s	$[10^{-7} ; 10^{-6}]$	9,0	$[1,3441 ; 0,99]$	-0,26	-0,029
i	-	$[0,002 ; 0,005]$	1,5	$[1,110 ; 0,8470]$	-0,31	-0,21
da	m	$[20 ; 300]$	14	$[0,8470 ; 0,6246]$	-0,26	-0,019
I	mm/år	$[100 ; 130]$	0,30	$[0,8470 ; 0,9319]$	0,10	0,33



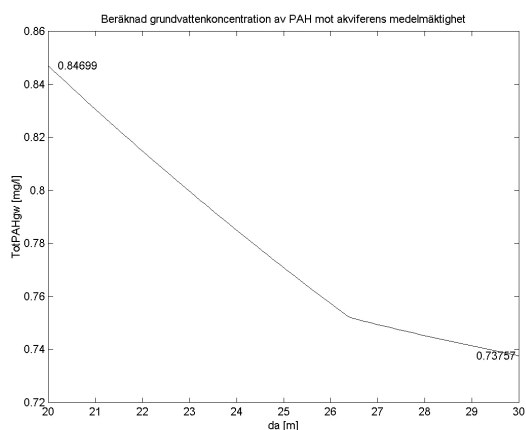
Figur 34 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot den hydrauliska konduktiviteten för silten.



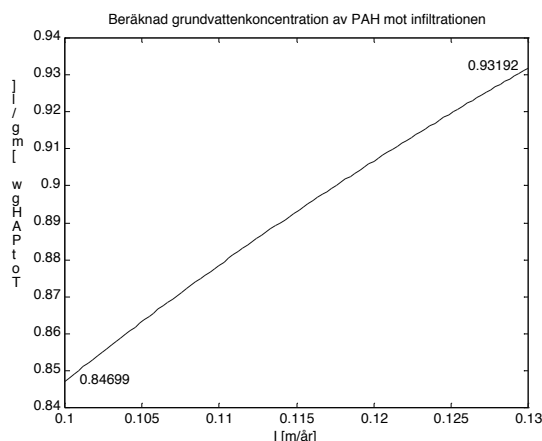
Figur 35 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot den hydrauliska gradienten vid Rb3.



Figur 36 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot akviferens medelmäktighet.



Figur 37 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot akviferens medelmäktighet inom intervallet 20-30 m.



Figur 38 Beräknad totalkoncentration av PAH i grundvattnet vid Rb3 mot infiltrationen.

Från ekvation (11), $DF_{sw}^* = \frac{LWI}{V_{sw}k_T}$, följer dessutom att den beräknade

ytvattenkoncentrationen är proportionellt beroende av parametrarna L , W och I , samt omvänt proportionell mot parametrarna V_{sw} och k_T . Därför redovisas inte dessa grafer. Däremot kan det vara värt att nämna att variationsintervallet för totalkoncentrationen av PAH i Bredviken då omsättningshastigheten tillika ytvattenvolymen varierats med 30 % motsvarar $[4.99E-04 ; 3.83E-04]$ mg/l, där det sistnämnda är den koncentration som redovisades i avsnitt 5.2. Notera även att den beräknade ytvattenkoncentrationen, till skillnad från grundvattenkoncentrationen, inte påverkas av den definierade flödesriktningen på grundvattnet.

5.4.4 Föroreningssituation

Som kan utläsas ur exempelvis ekvation (25) i föregående avsnitt, så är markvattenkoncentrationen, och därmed även beräknade grundvatten- och ytvattenkoncentrationer proportionella mot den uppskattade föroreningskoncentrationen i jorden. Variationsintervallet redovisas i tabell 36 nedan. Notera att valet mellan att använda medianvärdet eller maxvärdet för att uppskatta den volymrepresentativa koncentrationen i jorden på det förorenade området ger resultat som skiljer sig över 300 gånger.

Valet av Henrys konstant påverkar modelleringsresultatet mycket lite inom det här begränsade osäkerhetsintervallet.

Tabell 36 Variationsintervall för föroreningskaraktäristiska parametrar i Naturvårdverkets branschspecifika modell samt motsvarande variation av den beräknade totalkoncentrationen av PAH i grundvattnet vid observationsrör Rb3 [mg/l].

Parameter	Enhet	Variationsintervall	Andel	Variationsintervall	Andel	Förstärkning
		Parameter		$C_{gw \text{ tot PAH [mg/l]}$		
H_{faktor}	-	[0,7 ; 1,0]	-0,30	(b)	-	-
C_s	mg/kg TS	[25 ; 8500]	340	[0,0265 ; 8,9993]	340	1,00

b) Skillnaden är försumbar (ca $3 \cdot 10^{-6}$ mg/l)

6 DISKUSSION KRING RESULTATEN OCH REKOMMENDATIONER OM VIDARE UNDERSÖKNINGAR

6.1 GRUNDVATTENMODELLERNA

Det bör hållas i minnet, när man jämför modelleringsresultaten i den här studien, att området som studerats har en relativt enkel geometri, med ett i princip jämtjockt och relativt sett homogent jordtäckte av silt underlagrat av morän och bergmassa. Grundvattenströmningen tycks dessutom helt styras av det ytvatten som omringar udden. Skillnaderna hade kunnat vara mycket större mellan den relativt enkla Twodanmodellen och den hydrogeologiskt komplexa Modflowmodellen om förutsättningarna hade varit annorlunda.

Vad gäller partikelspårningen, så identifierar båda grundvattenmodellerna i princip samma strandområde som utflödeszon för det potentiellt förorenade grundvattnet. Det gäller även för interpoleringen av uppmätta grundvattennivåer och ytvattennivåer i figur 18. Notera dock att modellerna predikterar en väsentligt annorlunda flödesbild strax norr om det förorenade området. Exempelvis predikterar Twodanmodellerna en östlig flödeskomponent, som under förutsättning att det förorenade områdets nordliga utsträckning underskattats i förundersökningarna, skulle kunna förklara de förhöjda halterna av PAH i grundvattnet vid brunn Rb9601 (fig. 8). Varken Modflowresultaten eller interpolationsresultaten tyder dock på att denna flödesbild är riktigt uppskattad.

För riskbedömningen ligger den väsentliga skillnaden mellan grundvattenmodellerna i storleken på det beräknade utflödet. Modflow uppskattar grundvattenflödet genom utflödeszonen till ca 4200 m³/år. För Twodan är motsvarande siffra ca 3000. Utflödet som beräknats med hjälp av interpoleringsresultaten och Darcy's lag är ca 1500 m³/år. Denna skillnad är dock inte tillräckligt stor för att påverka den slutgiltiga slutsatsen om de risker som föreligger för det akvatiska livet i Vanån. Metoderna beräknar entydigt att de PAH-koncentrationer som kan komma att uppstå i vattendraget är under de gränsvärden som presenterats i tabell 4. För ett mindre vattendrag med lägre omsättningshastighet hade motsvarande skillnad i det beräknade utflödet varit av större betydelse.

Valet av metod för att uppskatta utflödet av potentiellt förorenat grundvatten i Vanån är således inte avgörande för riskbedömningen. Förvisso beräknar Modflow ett, en och en halv gånger, så stort flöde som Twodan och ett tre gånger så stort utflöde som en endimensionell beräkning med Darcy's lag. Denna skillnad bör dock sättas i relation till de osäkerheter som föreligger i andra delar av beräkningsförfarandet, exempelvis uppskattningen av föroreningsområdets utbredning, antagandet om att allt utflödande grundvatten har samma föroreningskoncentration som uppmätts i Rb3 samt antaganden om Bredvikens omsättningshastighet. Notera exempelvis att det konstaterades i avsnitt 3.2 att med den medelvattenföring som uppmätts i Vanåns huvudsakliga strömfåra, skulle en vattenvolym motsvarande den som uppskattats för Bredviken omsättas på ca en timme. Med tanke på Bredvikens skyddade läge och av försiktighetsskäl antogs dock en omsättningstid på en vecka. Detta motsvarar en säkerhetsmarginal på 168 gånger och påverkar det slutgiltiga resultatet lika mycket. Under antagandet att grundvattenmodellerna på ett riktigt sätt beskriver grundvattenflödet på udden, kan man

också genom en jämförelse mellan exempelvis figur 12 i avsnitt 4.1.6. och kartan som beskriver det förorenade området och provtagningspunkternas placering, notera att det förorenade grundvatten som flödar till Rb3, i huvudsak beräknas härröra från områden med relativt kraftigt förhöjda PAH-halter (Appendix B). Grundvattnet som infiltrerar i områdets södra spets, där de absolut högsta PAH-halterna i jorden uppmätts beräknas dock flöda ut i Långviken och det är i sådana fall här man med största sannolikhet kan förvänta sig de högsta grundvattenkoncentrationerna.

Modellresultaten kan dock potentiellt tillskrivas olika tillförlitlighet och eftersom man sällan har flera grundvattenmodeller att jämföra mellan är man hänvisad till ett modelleringsresultat. Detta bör då vara så tillförlitligt som möjligt utifrån syfte och tillgängliga resurser. Här har Modflow, med sin inbyggda förmåga att beskriva komplicerad geologi och heterogeniteter, en potential att på ett mer verklighetstroget sätt beskriva den egentliga flödessituationen. Många av de parametrar som då ska ansättas är dock svåra att uppmäta och bestämma på ett tillförlitligt sätt. Den som utvecklar modellen är då hänvisad till kalibreringsprocessen. Det kan vara värt att nämna att, om vi varit hänvisade att uppskatta utflödet av förorenat grundvatten i Vanån, endast utifrån interpoleringsresultaten och det värde på den hydrauliska konduktiviteten som bestämts i permeameterstestet, så hade skillnaden mot Modflow-resultaten varit ännu större. Utflödet hade då uppskattats till ca 600 m³/år. Även Twodanmodellen har på detta sätt åkt snålskjuts på Modflowmodellen eftersom ett eget värde på den hydrauliska konduktiviteten inte heller kalibrerats fram för denna modell. Syftet med detta har dock varit att underlätta en jämförelse mellan modelleringsverktygens rent matematiska förutsättningar och resultatet hade inte nödvändigtvis blivit sämre om ett annat värde på konduktiviteten hade kalibrerats fram.

Det kan också kommenteras att utflödet som beräknats med hjälp av interpolationsresultaten och Darcy's lag endast är det beräknade flödet genom det 20 m tjocka siltlagret. Twodan och Modflow beräknar däremot flödet genom siltlagret inklusive det 280 m mäktiga lagret av morän och berg. Verkyget "Sum discharge over polyline" i Twodan summerar automatiskt flödet över alla lager. I Modflow har motsvarande effekt erhållits genom att river-objektet endast definierats i modellens översta lager, vilket tvingar flödet från de djupaste cellerna att riktas upp mot randvillkoret. Man kan fråga sig om detta är ett rimligt antagande för ett vattendrag med ett par meters djup eller om det finns lämpligare sätt att modellera på och hur stor skillnaden i sådana fall hade varit. På grund av den mycket låga konduktiviteten som definierats för det undre lagret av berg och morän är det inte säkert att detta konceptuella antagande skulle vara avgörande för storleken på det beräknade utflödet. En utredning av denna frågeställning skulle kunna göras med hjälp av Modflowmodellen.

Eftersom kalibreringen har en så central roll i modelleringsarbetet är det av största vikt att den sker mot tillförlitliga data. En aspekt på detta har tagits upp i det här examensarbetet och presenterats i Appendix A. Förslaget är att en stationär grundvattenmodell bör kalibreras och valideras mot karaktäristiska årsmedelvärden på ytvattennivåer och grundvattennivåer, åtminstone om förutsättningarna liknar de som gäller för området i Vansbro. Av brist på tid och dataunderlag för att på ett tillförlitligt sätt uppskatta karaktäristiska årsmedelvärden av det här slaget har det dock inte varit möjligt att svara på i hur stor utsträckning detta skulle kunna påverka det slutgiltiga modelleringsresultaten. För att med relevans kunna jämföra de olika modellernas

prediktiva förmåga hade detta varit förutsättning. Resultaten från valideringen av modellerna bör därför tolkas som relativt likvärdiga.

En parameter i kalibreringen som i synnerhet torde kunna påverkas av att modellen kalibreras mot en annan ytvattennivå är konduktanstermen i Modflows river-objekt. Detta bör dock undersökas vidare innan några slutsatser dras. Frågan är dock intressant ur ytterligare en aspekt av den här studien. Eftersom Twodanmodellen och Modflowmodellen förefaller beskriva en liknande flödessituation på udden, och den enkla geometrin och den relativt sett homogena siltjorden på udden ger båda modelleringsverktygen ungefär samma möjligheter att beskriva de hydrogeologiska förhållanden, så är det semipermeabla bottensedimentet den påtagligaste konceptuella skillnaden mellan modellerna. Om man studerar figur 12 i avsnitt 4.3.1. förefaller det som att det semipermeabla lagret förlorar sin funktion som barriär mellan grundvatten och ytvatten för mycket höga värden på konduktansen. Under dessa förutsättningar beräknar Modflow utflödet till ca 7-8 m³/dygn, vilket är samma resultat som erhöles med Twodan där ingen flödesbarriär beaktats. Eftersom Modflowmodellen inte kalibrerats mot ett medelvärde för ytvattennivån i Vanån (vilket är en förutsättning enligt slutsatserna av studien i Appendix A), är det svårt att dra några slutsatser om relevansen av värdet som bestämts för konduktanstermen. Följaktligen blir det svårt att göra en adekvat kvantitativ bedömning av den inverkan denna konceptuella skillnad har på det beräknade utflödet.

Det hade också varit intressant att försöka förbättra, alternativt befästa, Twodans förmåga att beskriva flödessituationen utanför udden, där den som sagt i huvudsak förefaller bestämmas av orienteringen av det omkringliggande vattendraget. Lämpligtvis skulle man kunna försöka att hitta den öst-väsliga vattendelaren som torde finnas inom det definierade modellområdet eller utöka linesink-elementets utsträckning till att omfatta hela det avsnitt av Vanån som definierats i Modflowmodellen samt sjöarna i modellens nordöstra kant. En noggrannare uppskattning av referensnivån skulle också vara av intresse att genomföra samt en utvärdering av denna parameters inverkan på modelleringresultatet. Att försöka efterlikna Modflowmodellens geologiska komplexitet, med rullstensåsens olika jordartslager, hade varit mycket tidskrävande om ens praktiskt möjligt.

6.2 NATURVÅRDSVERKETS MODELLER

De grundvattenkoncentrationer som beräknats med Naturvårdsverkets modeller är betydligt högre än de som uppmätts i Rb3. Detta kan dock inte med säkerhet tolkas som att modellerna generellt predikterar för höga grundvattenkoncentrationer. Exempelvis kan man konstatera att de beräknade PAH-koncentrationerna hade blivit lägre än de observerade, om median-värdet hade använts för att karaktärisera föroreningskoncentrationen i jorden, istället för det aritmetiska medelvärdet (tabell 36 respektive tabell 24). För att utvärdera modellernas prediktiva förmåga hade en mer detaljerad kartläggning av föroreningssituationen i jorden på det förorenade området varit nödvändig.

Figur 22 och 23 visade dock även på en avvikelse mellan beräknad och uppmätt sammansättning av föroreningarna i grundvattnet vid Rb3. Skillnaden mellan den beräknade och uppmätta sammansättningen av PAH-föreningar i grundvattnet skulle

kunna vara ett utslag av felaktigt uppskattade fördelningskoefficienter eller en felaktig bedömning av kreosotsammansättningen i jorden, men det kan även vara ett resultat av en annan typ av tidskompatibilitet än den som diskuteras i Appendix A. Frågan här är hur representativ föroreningssammansättningen i jorden idag är med den föroreningssammansättning man samtidigt uppmäter i grundvattnet. Man kan i ovannämnda figurer se att de beräknade grundvattenkoncentrationerna underskattar den relativa förekomsten av lättlösliga PAH. Detta torde vara en logisk följd av att de lättlösliga PAH-föreningarna som man återfinner i så höga koncentrationer i grundvattnet, rimligtvis redan har lakats ut från de förorenade jordmassorna och således inte längre finns kvar att uppmäta. Modeller som utgår från föroreningskoncentrationerna i jorden predikterar således, i någon utsträckning, framtida grundvattenkoncentrationer snarare än en samtida. Hur stor denna förmodade timelag är för området i Vansbro skulle kunna studeras med någon av grundvattenmodellerna och verktygen för partikelspårning.

Biologisk nedbrytning och återadsorption under transporten i akviferen är exempel på två andra faktorer som skulle kunna påverka den sammansättning av föreningar som slutligen erhålls i Rb3. Den förstnämnda borde dock utifrån övriga resultat kunna uteslutas som förklarande faktor i just det här fallet (se vidare nedan). Då nedbrytning under transporten i akviferen lades till den befintliga branschspecifika modellen avvek sammansättningen i ännu högre grad från den uppmätta. Det vore dock intressant att genomföra denna studie med noggrannare valda hastighetskonstanter och en bättre modell för den biologiska nedbrytningen. Under förutsättning att ett sådant dataunderlag finns att tillgå, att en signifikant uppskattning av föroreningssituationen i jorden och grundvattnet på området är möjlig och att hänsyn kan tas även till tidsaspekten som diskuterats ovan, skulle en jämförelse mellan Naturvårdsverkets relativt enkla modell och exempelvis en MT3D-simulering kunna genomföras. Modellernas prediktiva förmåga skulle kunna utvärderas, inverkan av biologisk nedbrytning, återadsorption och dispersion studeras och olika adsorptionsmodeller för fasfördelningen i den omättade zonen jämföras. Adsorptionsmodellen som används i Naturvårdsverkets modeller är som sagt i många avseenden förenklad och därför ytterligare en potentiell felkälla. Notera exempelvis frånvaron av fri fas i adsorptionsmodellen (ekvation (2), avsnitt 2.1.4.1). Det faktum att kreosot påvisats visuellt som ”ränder” och mörka partier i jorden (Appendix B) tyder på närvaron av en sådan fas. Notera också att exempelvis den grundvattenkoncentration av antracen som beräknats med den generella modellen på ca 120 µg/l (tabell 23, avsnitt 5.2.1) överstiger ämnets löslighet på ca 40 µg/l (Gustafson, 1997). Följaktligen överstiger de beräknade markvattenkoncentrationerna lösligheten i ännu högre grad, vilket fysikaliskt sett är omöjligt. Detsamma gäller för flera av ämnena i tabell 23, vilket skulle kunna vara en delförklaring till den kraftiga överskattningen av grundvattenkoncentrationerna. Detta påverkar rimligtvis också den beräknade föroreningssammansättningen i grundvattnet och skulle således kunna inverka på avvikelserna mellan den uppmätta och beräknade sammansättningen. Tyvärr har detta av tidsskäl inte kunnat studeras närmare. I litteraturen finns dock exempel på hur ekvation (2) kan kompletteras med avseende på närvaron av fri fas. Annars kan förslagsvis beräknade markvattenkoncentrationer kontrolleras mot lösligheter, så att helt orimliga resultat, åtminstone ur denna aspekt, inte erhålles.

Vad gäller valet mellan Naturvårdsverkets generella och branschspecifika modell för att beräkna föroreningstransporten till grundvattnet nedströms området, så tyder resultaten på att det är av mindre betydelse för riskbedömningen. Det är dock troligt att resultaten

skulle skilja sig mer om brunnen var belägen på ett större avstånd från det förorenade området. Vid riskbedömningen för ett närbeläget ytvatten är dock modellvalet av större betydelse. Under de förutsättningar som råder i Vansbro, predikterar den branschspecifika modellen tre gånger högre koncentrationer i ytvattnet än den generella modellen gör.

Studien visar också på behovet av att anpassa modellen efter plats specifika förhållanden. Resultaten tyder på att de antaganden som ligger till grund för de generella och branschspecifika riktvärdena inte är representativa för området i Vansbro. En riskbedömning utifrån dessa värden eller tillhörande referenskoncentrationer för mark med avseende på spridningen till grundvatten och ytvatten, skulle då medföra en felaktig bedömning av de risker som föreligger med det förorenade området.

6.3 POTENTIELL INVERKAN AV BIOLOGISK NEDBRYTNING

Beräkningarna visar på att den biologiska nedbrytningen av PAH-föreningarna är betydande under transporten i akviferen. Uppmätta grundvattenkoncentrationer stödjer dock inte detta resultat. Storleksmässigt stämmer förvisso grundvattenkoncentrationerna som beräknats med den kompletterade branschspecifika modellen bättre överens med de koncentrationer som uppmäts i området än de som beräknats med den ursprungliga modellen gör. Dock kan man se att den relativa fördelningen mellan PAH-föreningarna i ännu högre grad avviker från den uppmätta. Skillnaden mellan de observerade och beräknade föroreningskoncentrationerna i grundvattnet vid Rb3 kan således inte, utifrån den här studien, tillskrivas den biologiska nedbrytningen under transporten i akviferen

Det bör dock noteras att hastighetskonstanterna inte är valda med tillförlitlighet och att den matematiska modell som använts för att uppskatta nedbrytningen är mycket bristfällig. För att erhålla matematisk relevans skulle ekvation (14) behöva lösas även med hänsyn till den kontinuerliga utspädningen med avståndet från det förorenade området som förespråkas av ekvation (7). Modellen så som den implementerats i det här examensarbetet kommer att överskatta den biologiska nedbrytningen eftersom den första ordningens reaktion som använts beräknar en nedbrytningshastighet som är proportionell mot grundvattenkoncentrationen och denna genomgående överskattas eftersom den kontinuerliga utspädningen med avståndet från området inte beaktas. Dessutom tillkommer det faktum att ingen hänsyn tas till exempelvis begränsad tillgång på elektronacceptorer och andra näringsämnen. Genom att studera den relativa fördelningen av föreningarna som beräknas erhållas i grundvattnet, och jämföra denna med den uppmätta fördelningen, kommer man dock runt det sistnämnda problemet. Den genomgående överskattningen av nedbrytningshastigheten gäller då för samtliga föreningar och kommer endast att inverka på storleken av nedbrytningen. Problemet att definiera tillförlitliga hastighetskonstanter återstår dock. Det vore därför av intresse att göra om dessa beräkningar med bättre skattade hastighetskonstanter för att se om slutsatsen från den här undersökningen kan bekräftas.

Notera att det som beräkningarna egentligen säger är att den biologiska nedbrytningen, under rätt förutsättningar, kan vara betydande under den tid som vattentransporten från markområdet till grundvattnet och ytvattnet beräknas ta. Det torde i sådana fall gälla även för nedbrytningen i det primärt förorenade markområdet. Om detta stämmer,

skulle det innebära att koncentrationerna i jorden hade en annan föroreningssammansättning då grundvattnet som nu uppmätts i Rb3 infiltrerade genom det förorenade området. Jorden hade, relativt sett, haft högre koncentrationer av lättnedbrytbara PAH-föreningar och mindre av de svårnedbrytbara. Utifrån informationen i tabell 15 innebär detta, relativt sett, högre koncentrationer av framförallt naftalen, men även indeno(1,2,3-cd)pyren, acenaften och fenantren. Figur 22 och 23 tyder på att avvikelsen mellan den uppmätta och beräknade föroreningsfördelningen hade varit mindre under dessa förutsättningar. Resultaten förkastar således inte betydelsen av biologisk nedbrytning på det primärt förorenade området.

6.4 KÄNSLIGHETSANALYS

Av storleks- och avståndsparametrarna är det längden på det förorenade området parallellt med flödesriktningen (L) som påverkar modellerade grundvattennivåer mest. Eftersom denna parameter, likväl som bredden på det förorenade området (W), bestäms utifrån riktningen på grundvattenströmningen är det nödvändigt att göra en korrekt bedömning av denna i modelleringsarbetets inledande skede.

Av de jordartskaraktäristiska parametrarna var det i stort sett bara halten organiskt kol som var av betydelse för resultatet. Förvisso ligger den halt som använts vid beräkningarna utanför det mest kritiska intervallet. Ändå kan man notera att ett val av halten organiskt kol till tio procent istället för de fem procent som ansatts, skulle innebära en halvering av de beräknade grundvattenkoncentrationerna. Med tanke på modellens stora känslighet för denna parameter och att den är relativt lätt att bestämma laborativt, åtminstone om man kan anta att jorden på det förorenade området har en relativt homogen halt organiskt kol, så borde det vara av hög prioritet att bestämma denna vid jordprovsanalyserna.

Inverkan av osäkerheter i skattningen av modellens hydrogeologiska och hydrologiska parametrar är mer svårtolkade, åtminstone vad gäller beräkningen av grundvattenkoncentrationerna. För beräkningen av ytvattenkoncentrationerna kan man notera att alla parametrarna har samma storleksmässiga inverkan på resultatet. Möjligtvis hade det utifrån examensarbetets syfte varit mer intressant att utföra en känslighetsanalys på Naturvårdsverkets generella modell istället för den branschspecifika, eftersom ytvattenkoncentrationen i denna är mer komplext beroende av de olika inparametrarna. Då det dessutom i arbetets slutskede framkommit att Naturvårdsverkets generella modell stundom används på samma sätt som grundvattenmodellerna som diskuterats i föregående avsnitt, d.v.s. enkom för att beräkna utflödet av förorenat grundvatten i ett närbeläget vattendrag, hade givetvis en känslighetsanalys av denna modell varit på sin plats. Detta lämnas dock till senare studier. Tills vidare har resultaten tolkats som att en väsentlig ökning av den beräknade föroreningskoncentration i det utflödande grundvattnet generellt också torde leda till en väsentlig ökning i de beräknade ytvattenkoncentrationerna och de två fenomenen har således behandlats som ett gemensamt problem.

Bland de hydrogeologiska och hydrologiska parametrarna uppvisar resultatet, rent procentuellt, störst känslighet för valet av den hydrauliska gradienten inom det definierade osäkerhetsintervallet. Valet att uppskatta den hydrauliska gradienten med hjälp av uppmätta grundvattennivåer och ytvattennivåer minskar de beräknade

grundvattenkoncentrationerna med 30 procent relativt då gradienten uppskattas enbart med grundvattennivåerna i två intilliggande observationsrör.

Den hydrauliska konduktiviteten får på grund av den stora osäkerhet som är förknippad med denna parameter också en stor inverkan på det beräknade resultatet. Det är inte ovanligt att värden på den hydrauliska konduktiviteten tilldelas ännu större osäkerhetsintervall än de som definierats i den här studien. Osäkerhetsintervall på två storleksordningar är inte ovanliga (Domenico, 1998). Under dylika förhållanden skulle skattningen av denna parameter kunna bli den hydrogeologiska parameter som är av störst betydelse för resultatet.

En lika stor procentuell förändring, som för den hydrauliska konduktiviteten ovan, får valet att, å ena sidan definiera akviferens medelmäktighet till det översta lagret av silt, å andra sidan definiera den som det 300 m mäktiga jordlagren som definierats i grundvattenmodellerna. Frågan om, i hur utsträckning det förorenade grundvattnet transporteras genom de djupliggande lagren, hur stor omblandningen är mellan jordlagren och hur man således bör definiera akviferens ”medelmäktighet” är således åter aktuell. Rimligtvis bör den inte definieras till att innefatta bergmassa och morän 300 m ner under markytan, men bör moränlagret helt uteslutas? Notera att denna principiellt viktiga fråga skulle kunna studeras med hjälp av en MT3D-modell. Resultaten från den här studien visar att känsligheten avtar plötsligt då en medelmäktighet på ca 26 m definieras i modellen. Detta inträffar då den beräknade omblandningszonen inte längre blir större än den definierade medelmäktigheten, och medelmäktigheten därför inte blir direkt begränsande för den vertikala utbredningen av föroreningsplymen (avsnitt 2.1.4.2). Inom detta kritiska intervall är medelmäktigheten den hydrogeologiska parameter som uppvisar den största relativa påverkan på resultatet. För stora värden på den definierade medelmäktigheten är den dock mycket låg, då blir istället resultatet mest känsligt för storleken på infiltrationen. Infiltrationen är dessutom en parameter som kan vara relativt svårskattad.

Av samtliga modellparametrar måste dock valet av föroreningskoncentration i jorden anses ha uteslutande störst inverkan på de modellerade grundvattenkoncentrationerna. Resultatet är direkt proportionellt mot denna parameter och dessutom är osäkerheten i bestämningen av den mycket stor. Valet att modellera med medianvärden eller aritmetiskt medelvärde påverkar det beräknade resultatet över 30 gånger. Eftersom båda dessa skattningsmöjligheter är rimliga borde en statistisk utvärdering genomföras i syfte att undersöka hur man med största säkerhet kartlägger föroreningsgraden på det förorenade området och vilken statistisk parameter som skall väljas för att på bästa sätt beskriva föroreningsgraden på ett definierat markområde. Detta är den enda enskilda parameter som inom rimliga osäkerhetsintervall inverkar tillräckligt mycket på de beräknade koncentrationerna för att de beräknade grundvattenkoncentrationerna skall bli nivåmässigt jämförbara med de uppmätta.

7 SLUTSATSER

Slutsatser från riskbedömningarna

Enligt Naturvårdsverkets metodik för riskklassificering bedömdes föroreningsituationen i Vansbro som måttligt allvarlig till allvarlig. Mängden mycket farliga föroreningar bedömdes som mycket stor och en sanering av området borde under dessa omständigheter kunna anses befogad.

En närmare studie av de platsspecifika förutsättningarna visar dock att många av de exponeringsvägar som beaktats vid riktvärdesberäkningarna inte är aktuella för området i Vansbro. De exponeringsvägar, för människan, som ansetts beaktansvärda är dem via intag av grundvatten och fisk från närliggande vattendrag. Dessutom har de ekologiska konsekvenserna för det akvatiska livet i vattendraget ansetts nödvändiga att utvärdera.

Då föroreningstransporten till grundvattnet beräknas med någon av Naturvårdsverkets modeller erhålles koncentrationer som klart överstiger riktvärdena. Även rådande ytvattenkriterier beräknas överskridas. Framförallt beräknas den mänskliga exponeringen via intaget av fisk bli oacceptabelt stor. De beräknade koncentrationerna utgör dock potentiellt även en risk för det akvatiska ekosystemet. Slutsatsen är densamma oavsett om den generella eller branschspecifika modellen används.

Uppmätta grundvattenkoncentrationer visar istället på en måttligt förhöjd koncentration av cancerogent PAH, relativt riktvärdet, och en koncentration av övriga PAH som understiger riktvärdet. Metoden att beräkna föroreningskoncentrationerna i det närbelägna ytvattnet med hjälp av uppmätta koncentrationer i grundvattnet visar också på ytvattenkoncentrationer som klart understiger de ekotoxikologiska och humantoxikologiska kriterierna. Slutsatsen är densamma oavsett vilken modell som används för att beräkna storleken på inflödet av förorenat grundvattenflöde i vattendraget.

Slutsatser från metodjämförelsen

Resultaten från de genomförda studierna visar på ett antal svårigheter förknippade med användandet av Naturvårdsverkets modeller för beräkning av föroreningstransport till grund- och ytvatten i anslutning till ett förorenat markområde. En sådan svårighet är att med tillförlitlighet skatta en representativ föroreningskoncentration för hela den förorenade jordvolymen på området. Detta gäller såväl koncentrationsnivå som kemisk sammansättning, i tid som rum. Ett otillräckligt antal provtagningspunkter och riktad provtagning kan naturligtvis försvåra skattningen av en representativ koncentrationsnivå och sammansättning. Viktigare att påpeka är kanske att tidsförskjutningen mellan koncentrationer i jorden på det förorenade området och resulterande grundvattenkoncentrationer nedströms området kan medföra att förekomsten av lättrorliga och lättnedbrytbara föreningar i grundvattnet underskattas.

Tidsförskjutningens storlek och betydelse för beräkningsresultatet är beroende av: det studerade områdets flödesdynamik, avståndet mellan område och observationspunkt samt effekten av urlakning och biologisk nedbrytning på föroreningssammansättningen i det primärt förorenade området. För området i Vansbro tyder dessutom resultaten på

att den enkla adsorptionsmodellen som används i Naturvårdsverkets modeller inte är tillräcklig för att beskriva föroreningarnas fasfördelning i den omättade markzonen.

För ett ”gammalt” förorenat område, som det i Vansbro, där det är rimligt att anta att föroreningskoncentrationerna i grundvattnet nått sin maximala nivå, kan en riskbedömning utifrån uppmätta grundvattenkoncentrationer därför vara att föredra framför användandet av Naturvårdsverkets modeller. Detta eliminerar dock inte problematiken med att skatta en statistiskt representativ föroreningskoncentration, i detta fall i grundvattnet.

Som ett första steg kartläggs förslagsvis det förorenade områdets utbredning. Samtidigt mäts grundvattennivåer på och omkring området i syfte att uppskatta den övergripande grundvattenströmningen på området och därigenom den förväntade riktningen på föroreningsspridningen. Utifrån denna information kan sedan lämpliga observationspunkter för uppmätning av grundvattenkoncentrationer väljas ut.

Valet av metod för att beräkna flödet av förorenat grundvatten från området till närliggande ytvatten görs därefter baserat på en avvägning mellan:

- ekonomiska resurser
- kravet på hydrogeologisk komplexitet
- kravet på noggrannhet i beräkningsresultatet
- osäkerheter i övriga antaganden som ligger till grund för riskbedömningen.

Om en stationär grundvattenmodell byggs upp över området är det viktigt att modellen kalibreras och valideras mot medelvärden på ytvattennivåerna som är kopplade till områdets flödesdynamik. Denna flödesdynamik bör uppskattas i modelleringsarbetets inledningsskede, förslagsvis med den analytiska metod som presenterats i den här rapporten. Ett representativt värde på infiltrationen bör också väljas utifrån denna dynamik.

För ett nyligen förorenat område, då föroreningarna ännu inte nått grundvattnet, eller då det finns en risk för att maximala koncentrationer ännu inte uppnåtts, kan man vara hänvisad till att uppskatta föroreningstransporten utifrån någon av Naturvårdsverkets modeller. Resultaten från denna studie tyder, i detta fall, på att det är av mindre betydelse för de beräknade grundvattenkoncentrationerna om den generella eller branschspecifika modellen används. Valet av modell kan dock vara av större betydelse vid beräkningen av ytvattenkoncentrationerna.

Oavsett valet av modell är det, som tidigare nämnts, av yttersta vikt att föroreningskoncentrationen i jorden skattas metodiskt så att ett statistiskt representativt värde verkligen erhålles. Halten organiskt kol i den förorenade jorden bör förslagsvis också skattas då denna parameter är av mycket stor betydelse för beräkningsresultaten och samtidigt relativt billig att bestämma i samband med övriga jordprovsanalyser.

En kartläggning av grundvattennivåerna på och omkring det förorenade området är nödvändig för att bedöma längden på området parallellt med flödesriktningen och den hydrauliska gradienten, vilket är två av de övriga parametrarna som påverkar de beräknade grundvattenkoncentrationerna mest.

Det är också av vikt att göra en kvalificerad skattning av den hydrauliska konduktiviteten i området, eftersom detta är en parameter som generellt är förknippad med en mycket stor osäkerhet. Konduktivitets beroende av den geometriska skalan kan göra den svårskattad utifrån en jordprovsanalys. Här har de numeriska grundvattenmodellerna en fördel eftersom de möjliggör en bestämning av denna parameter under kalibreringsprocessen. För den relativt homogena siltjorden i Vansbro gav såväl permeameter-test som kornstorleksanalys ett något lägre värde på den hydrauliska konduktiviteten än det som erhöles vid kalibreringen av Modflowmodellen. De skattade konduktiviteter-na var dock av samma storleksordning.

Slutligen uppvisar beräkningsresultaten en stor känslighet för det ansatta värdet på infiltrationen. Detta är en svårskattad, men viktig parameter, som därför bör bestämmas med så stor nogrannhet som möjligt utifrån tillgängliga resurser. Även här har grundvattenmodellerna en fördel eftersom de möjliggör en bestämning av denna parameter under kalibreringsprocessen.

REFERENSER

- Bekins, B. A., 1997. "Comparing zero- and first-order approximations to the Monod Model" In *Situ and On-site Bioremediation*, Volume 5, s. 547-552.
- Domenico, P.A., Schwartz, F.W., 1998. *Physical and Chemical Hydrogeology*, 2nd ed., John Wiley & Sons, New York.
- Fitts, C. R., 2003. *TWODAN: Two-dimensional analytic groundwater flow model*, Fitts Geosolutions, Scarborough, ME.
- Gustafson J. B. et al., 1997. "Selection of Representative TPH Fractions Based on Fate and Transport Considerations", Volume 3, Amherst Scientific Publishers, Massachusetts.
- Knutsson, G., Morfeldt C., 1993. *Grundvatten, teori och tillämpningar*, Svenskt Tryck AB, Stockholm.
- Kresic, N., 1997. *Quantitative Solutions in Hydrogeology and Groundwater Modeling*, Lewis Publishers, Boca Raton.
- Naturvårdsverket, 1997. "Development of generic guideline values", Karléns Brevtryck AB, 4639.
- Naturvårdsverket, 1998. "Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer", Naturvårdsverkets reprocentral, 4889.
- Naturvårdsverket, 1999. "Metodik för inventering av förorenade områden", Almqvist & Wiksell Tryckeri, 4918.
- Naturvårdsverket, 1993. "Behandling och övertäckning av kresotförorenade sediment" Naturvårdsverket informerar, 9453.
- Waterloo hydrogeologic,. 1999. *Visual MODFLOW, User's Manual*
- Wikner, T., 1999. "Beskrivning till kartan över grundvattnet i Dalarnas Län", Wikströms, SGU Serie Ah nr 18
- Strack, D. L. O., 1989. *Groundwater Mechanics*, Prentice-Hall Inc., New Jersey.
- SWECO, 1996. "Vansbro impregneringsanläggning –Efterbehandling av förorenad mark", SWECO VBB VIAK, 199R7854.
- SWECO, 2001a. "Utredning av åtgärdsalternativ, Vansbro f.d. impregneringsområde", SWECO VBB VIAK, 1154252000.
- SWECO, 2001b. "Föroreningsbelastning Vansbro, Grundvattenmodell för impregneringsområdet i Vansbro", SWECO VBB VIAK, 1154251-100.
- SWECO, 2001c. "Vansbro f.d. impregneringsområde, beräkning av föroreningsbelastning", SWECO VBB VIAK, 1154252-100.
- USEPA, 1996, "Soil Screening Guidance: Technical Background Document", EPA/540/R-95/128

Web-sidor:

www.naturvardsverket.se/Efterbehandling och sanering av förorenade områden/läget idag, Uppdaterad: 2003-06-13

www.envirobrowser.com/halflife_q.jsp, 2003-09-15

APPENDIX A: TIDSKOMPATIBILITET HOS INDATA

Inledning.....	A1
Teori.....	A4
Utförande.....	A5
Resultat.....	A8
Diskussion och slutsats.....	A13

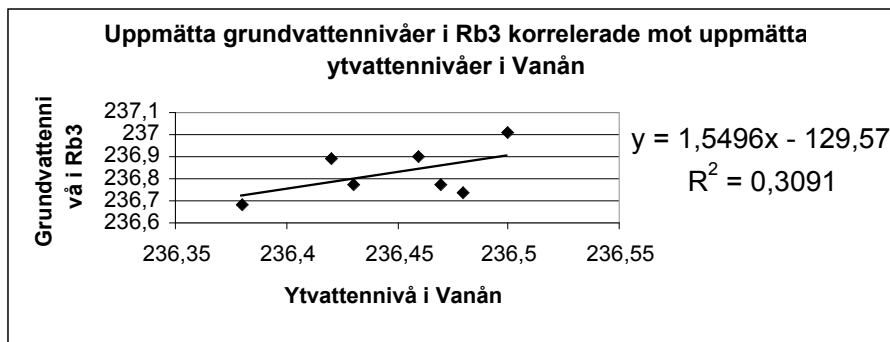
INLEDNING

Vid modellering är det generellt av stor vikt att de indata som används för resultatvariabler och modellparametrar är tidsmässigt kompatibla, eftersom vi åsyftar att förklara nivåförändringar i de ena med motsvarande nivåförändringar i de andra. Vid stationär modellering aktualiseras ofta denna problematik, eftersom det inte alltid är självklart hur de olika parametrarna förhåller sig till varandra i tiden och vilka värden som bäst återspeglar det jämviktstillstånd vi åsyftar att beskriva.

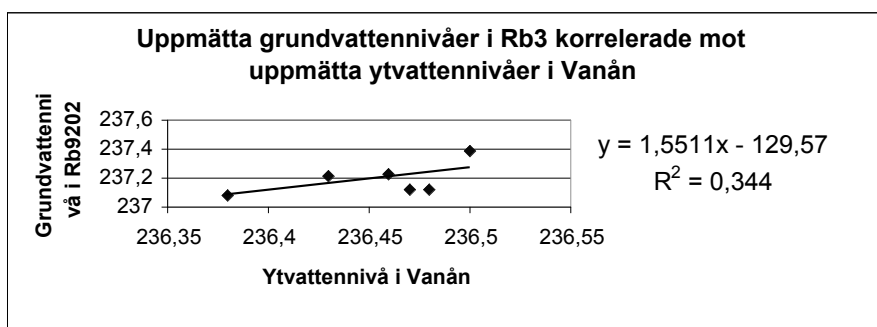
I den här studien undersöks tidskompatibiliteten mellan ytvattennivån i Vanån och grundvattennivåerna på udden där det f.d. impregneringsområdet är beläget. Syftet är att utreda vilka värden som bör användas vid kalibrering och validering av aktuella grundvattenmodeller samt vid interpolation mellan uppmätta grund- och ytvattennivåer. Studien är inte en del av den ursprungliga frågeställningen för examensarbetet och det har därför inte legat inom examensarbetets tidsram att fullständigt utvärdera de resultat som erhållits. Men, eftersom vissa antaganden i examensarbetet bygger på de slutsatser som dragits utifrån denna studie och eftersom frågan om tidskompatibilitet är av allmänt intresse vid grundvattenmodellering, har jag ändå valt att inkludera mina preliminära beräkningar och resultat i detta appendix.

Vid tidigare utvärdering av grundvattenströmningen vid det f.d. impregneringsområdet i Vansbro har man antagit att grundvattennivåerna snabbt ställer in sig efter ytvattennivån i Vanån (SWECO, 2001b). Värden på uppmätta grundvattennivåer har således kalibrerats mot ytvattennivåer som uppmäts samma dag. I brist på längre tidskompatibla dataserier och annan motsäggande information är detta ett möjligt antagande. En jämförelse mellan samtidigt uppmätta ytvattennivåer och grundvattennivåer i ett observationsrör beläget relativt nära Vanån, Rb3 (ca 40 m), respektive i ett observationsrör beläget relativt långt ifrån, Rb9202 (ca 300 m), visar dock på att sambandet mellan grundvattennivåerna i de båda rören och ytvattennivån är låg. Korrelationsresultaten mellan ytvattennivåer och grundvattennivåer för de båda observationsrören redovisas i figur D1 och D2 nedan. Observationsrörens läge kan utläsas ur figur 8 i avsnitt 3.2 i huvuddelen av rapporten.

Förklaringsgraden, R^2 är ca 0.31 för Rb3 och 0.34 för Rb9603 (notera att grundvattennivån i röret som är belägen långt ifrån Vanån visar på en högre korrelation med uppmätta ytvattennivåer än röret som är beläget alldeles i anslutning till Vanån). Signifikansen för de båda korrelationsresultaten är mycket låg, $p > 0.5$. Det är således mer än 50 % sannolikhet att den korrelation som erhållits mellan de båda parametrarna enbart är ett resultat av slumpen.

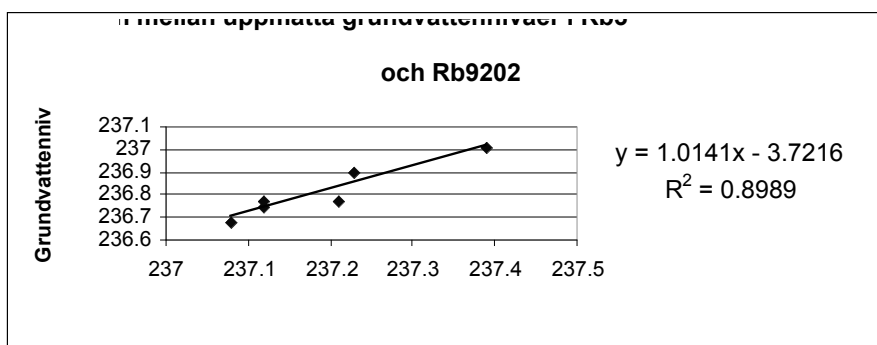


Figur D1 Korrelation mellan uppmätta ytvattennivåer i Vanån och grundvattennivåer i ett observationsrör beläget ca 40 m från strandkanten. Antal datapunkter, n=6.



Figur D2 Korrelation mellan uppmätta ytvattennivåer i Vanån och grundvattennivåer i ett observationsrör beläget ca 300 m från strandkanten. Antal datapunkter, n=6.

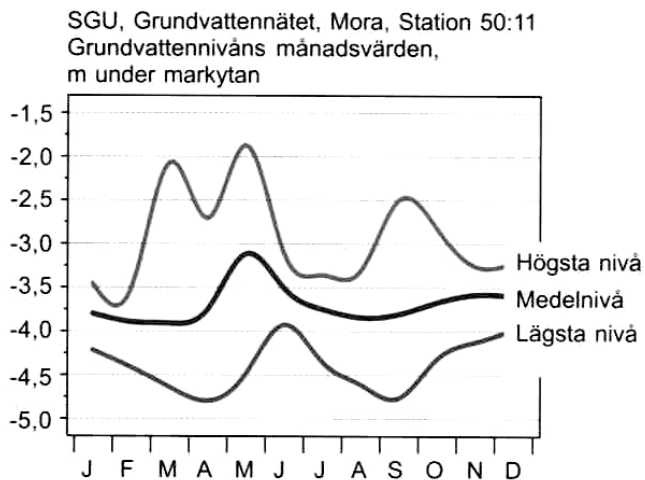
Troligtvis är det andra faktorer än variationen i ytvattennivå som i huvudsak styr fluktuationen i grundvattennivåerna. Detta bekräftas av en korrelation mellan grundvattennivåerna i de båda observationsrören (fig. D3). Korrelationen mellan de uppmätta grundvattennivåerna i de båda observationsrören är betydligt högre än mellan ytvattennivåer och grundvattennivåer i respektive observationsrör. I det här fallet är förklaringsgraden ca 90 % och korrelations sambandet är signifikant, $p=0.05$.



Figur D3 Korrelation mellan uppmätta grundvattennivåer i två observationsrör belägna ca 40 respektive 300 m från Vanån. Antal datapunkter, n=6.

Nedan är en graf över grundvattennivåfluktuationer som uppmätts av SGU vid en station i Mora, en ort med liknande klimatologiska förhållanden som Vansbro (fig. D4). Här förklaras grundvattennivåförändringarna huvudsakligen med skillnaden i grundvattenbildningen mellan

de olika årstiderna (SGU, 1999). Det är mycket troligt att så är fallet även vid impregneringsområdet i Vansbro.



Figur D4 Grundvattennivåns vid fluktuation vid en av SGU:s stationer 50:11 i ett område med motsvarande klimatförhållanden som Vansbro. Figuren visar hur grundvattennivån i en mindre moränakvifer varierar statistiskt under ett år, med data för 1974-1996. (SGU, 1999)

De grundvattenmodeller som studerats i det här examensarbetet är dock stationära modeller och syftar till att beskriva 'årsmedelrepresentativa' grundvattenförhållanden. Infiltrationen har således modellerats som en konstant. Under dess förutsättningar kan man fråga sig vilka värden som bör användas för yt- och grundvattennivåerna. Förundersökningen ovan tyder på att de åtminstone inte är direktkorrelerade.

Frågan om tidskompatibilitet är således viktig och jag har därför gjort ett försök att besvara den genom stegsvarsanalys. Principen för stegsvarsanalys är enkel. Nivån på insignalen, i det här fallet ytvattennivån i Vanån, förändras plötsligt i ett steg. Sedan studerar man hur utsignalen, här grundvattennivån, förändras och i synnerhet hur lång tid det tar innan den uppnår sitt nya stationära värde. Stegsvaren har beräknats på två sätt:

- Analytiskt genom implementering av en i litteraturen specificerad lösning till Boussinesqs ekvation (samband som beskriver endimensionellt grundvattenflöde under transienta förhållanden).
- Numeriskt genom att anpassa den redan utvecklade Modflowmodellen till transienta förhållanden.

TEORI

Boussinesqs linjära ekvation för endimensionellt, transient grundvattenflöde gäller under antagande om homogenitet och isotropi och kan skrivas som (Kresic, 1997):

$$\frac{\partial h}{\partial t} = a \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{w}{S} \pm \frac{\varepsilon}{S} \quad (1)$$

där

h är den hydrauliska höjden

t är tiden

a är den hydrauliska diffusiviteten, se ekvation 2 nedan.

x är avståndet från vattendraget

w är infiltrationen

S är magasincoeffcienten

ε är läckaget/infiltrationen från underliggande akvifer

Den hydrauliska diffusiviteten definieras som:

$$a = \frac{Kh_{av}}{S} \quad (2)$$

där

K är den hydrauliska konduktiviteten

h_{av} är akviferens medeltjocklek (mäktigheten hos den mättade zonen).

Under bl.a. följande antaganden kan ekvation (1) lösas analytiskt (Kresic, 1997):

- Nivåförändringen i vattendraget är plötslig och kan beskrivas med en stegfunktion (notera att ytvattnet och grundvattnet antas stå i direktförbindelse):

$$\Delta H(0, t) = \Delta H_0 \quad (\text{för } x=0 \text{ och } t=t)$$

- Flödesfältet förändras endast från ett håll och flödesfältet på oändligt avstånd från observationspunkten förblir oförändrat:

$$\frac{\partial(\Delta H(x, t))}{\partial x} = 0 \quad (\text{för } x \rightarrow \infty \text{ och } t=t)$$

- Ingen infiltration eller läckage till underliggande akvifer förekommer:

$$w=0, \varepsilon=0$$

Lösningen kan då skrivas som:

$$\Delta H(x, t) = \Delta H_0 * \text{erfc}(\lambda) \quad (3)$$

där:

$\Delta H(x, t)$ är nivåförändringen på avståndet x från vattendraget vid tiden t .

ΔH_0 är nivåförändringen i vattendraget, d.v.s. för $x=0$, vid $t=0$

λ är en variabel som beror på markens vattenledningsförmåga, avståndet från vattendraget och tiden, enligt ekvation 3 nedan.

$\operatorname{erfc}(\lambda)$ är den komplementära felfunktionen (se ekvation 4 nedan).

$$\lambda = \frac{x}{2\sqrt{at}} \quad (4)$$

$$\operatorname{erfc}(\lambda) = 1 - \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^\lambda e^{-\lambda^2} d\lambda \quad (5)$$

De antaganden som ligger till grund för den här lösningen och som presenterats ovan överrensstämmer knappast fullständigt med den aktuella situationen på platsen. Det gamla impregneringsområdet befinner sig ute på en udde och är i princip omgivet av vatten och tillströmningen sker därför inte från enbart ett håll. Beroende på vilka tidskonstanter vi erhåller i beräkningarna så kommer också försummandet av infiltrationen att vara av större eller mindre betydelse för hur snabbt systemet uppnår det nya jämviktstillståndet.

Observera att ekvation (1) ovan är en variant av den generella differentialekvation som styr flödet av en vätska med konstant densitet genom ett poröst medium, som presenterades i det inledande kapitlet om MODFLOW, avsnitt 2.2. MODFLOW löser således motsvarigheten till ekvation (1) ovan fast för tre dimensioner och med hänsyn till tillströmning från flera håll, infiltration, anisotropi etc. Frågeställningen om tidskompatibilitet undersöktes följaktligen även genom att anpassa den befintliga stationära grundvattenmodellen till transienta förhållanden.

Två viktiga parametrar identifierades i undersökningarna. Dötiden, t_d , och stigtiden t_s . Dötiden är den tid det tar innan en förändring i signalen överhuvudtaget slår igenom på utsignalen. Stigtiden är den tid det tar från det att utsignalen uppnått 10 % av sitt stationära värde, tills dess att den uppnått 90 %.

UTFÖRANDE

Analytiskt beräknat stegsvar

Ekvation (2) och (3) ovan implementerades i Matlab (v. 5.3, MathWorks, Inc.). Det teoretiska stegsvaret studerades för två av de observationsrör, som befinner sig på udden där det f.d. impregneringsområdet är beläget, och som i examensarbetet använts vid valideringen av grundvattenmodellerna (fig. 9, avsnitt 3.2). Stegsvaret simulerades dels för observationsrör Rb3, som befinner sig närmast i anslutning till Vanån, dels för Rb9603, som befinner sig längst upp på udden och således längst ifrån strandkanten. Närmaste avstånd mellan Vanån och dessa observationsrör uppskattades med måttbandsverktyget i ArcView. Notera att dessa rör, i förhållande till flera av de övriga observationsrör som användes vid kalibreringen av Modflowmodellen, dock befinner sig relativt nära Vanån. (fig. 8, avsnitt 3.2).

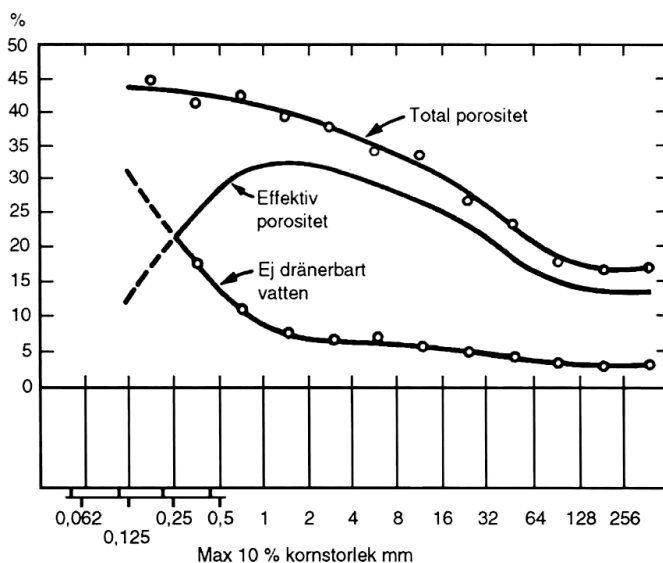
Avståndet mellan Vanån och Rb3 ansattes till 40 m och avståndet mellan Vanån och Rb9603 till 130 m. Medelmäktigheten på akviferen, h_{av} , antogs, som i tidigare beräkningar, vara 20 m.

Genom att studera ekvation (1) och (2), då $w=\varepsilon=0$ och h_{av} är konstant, inses lätt att kvoten mellan den hydrauliska konduktiviteten och magasinkoefficienten, K/S , kommer att avgöra hur snabbt systemet svänger in sig till det nya jämviktstillståndet. Stegsvaret studerades således för två olika värden på denna kvot. I det första fallet ansattes värden på K och S , så att kvoten potentiellt överskattas, d.v.s. systemets snabbhet överskattas. I det andra ansattes värden på K och S , så att kvoten potentiellt underskattas.

I det första fallet ansattes K -värdet enligt vad som erhöles vid kalibreringen av Modflowmodellen: $K=1,5 \cdot 10^{-6}$ m/s. Detta måste anses vara ett relativt högt värde på den hydrauliska konduktiviteten för silt, som i litteraturen anges typiskt ligga inom intervallet $[1 \cdot 10^{-9}, 1 \cdot 10^{-5}]$ m/s (Domenico, 1998). Dessutom valdes ett potentiellt underskattat värde på magasinkoefficienten. I litteraturen förekommer värden på den effektiva porositeten för lera på 1-3 % och värden på magasinkoefficienten för lera på 0,03. Så ett rimligt antagande torde vara att $S_{silt}=0,03$ är en underskattning av den verkliga magasinkoefficienten (Kresic, 1997 samt Domenico, 1998).

I det andra fallet ansattes det värde på den hydrauliska konduktiviteten som erhöles i permeameterstestet, $K=7 \cdot 10^{-7}$ m/s, vilket är det lägsta av de K -värdesuppskattningar som redovisats i Appendix C. Från litteraturen erhöles ett karaktäristiskt värde för magasinkoefficienten för siltjordar på 0,08 (Domenico, 1998). Kornstorleksanalys visade på en max 10 % kornstorlek, $d_{10}=0,002$ mm (Appendix C). Om man studerar grafen nedan ser man att detta är ett rimligt men potentiellt överskattat värde för siltens effektiva porositet och sålunda dess magasinkoefficient (observera att kurvan dock inte är extrapolerad till så här små kornstorlekar.).

Ovanstående parameterintervall gav ett värde på diffusiviteten, a , motsvarande 86 respektive 15 m^2/s . Steget har givits en amplitud på 0.5 m, vilket är ungefär hälften av den uppmätta amplituden på vårfloden.



Figur D5 Total porositet, effektiv porositet samt ej dränerbart vatten som funktion av kornstorlekssammansättningen. (Knutsson, 1993)

Numeriskt beräknat stegsvar

Följande förändringar har gjorts i den ursprungliga, stationära Modflowmodellen:

- Modellen har utökats till fyra tidsperioder för att underlätta anpassning av steglängd efter upplösningsbehov.
- *Initial heads* har hämtats från transienta simuleringar där systemet tillåts att svänga in sig till stationära förhållanden.
- I tidsperiod två höjs samtliga ytvattennivåer i modellen simultant. De randvillkor som berörs är således båda *river*-randvillkoren samt *constant head*-randvillkoren i norr.
- De olika jordartsklasserna har tilldelats karaktäristiska magasinenskap.

Den första tidsperioden sträcker sig över ett år och har som funktion att ytterligare försäkra om att stationära förhållande gäller innan systemet exciteras. Den andra tidsperioden sträcker sig över den första månaden efter ytvattennivåförändringen och har som syfte att möjliggöra en noggrannare studie av dötiden för de bägge systemen. Därefter avtar upplösningen successivt för de övriga tidsperioderna, allteftersom förloppet blir mindre väsentligt för studien. Tidsperioderna och dess upplösning sammanfattas i tabell D1 nedan.

Tabell D1: Tidsperioder som definierats i Modflowmodellen.

Tidsperiod	Sluttid [dagar]	Antal tidssteg
1	365	3
2	395	30
3	730	30
4	7300	10

Initial heads importerades från transienta simuleringar där jämviktstillstånd tillåts infinna sig eftersom dessa skilde sig avsevärt från de värden som erhöles vid stationär simulering. Magasinenskaperna tilldelades enligt samma kategorier som de tidigare definierade konduktivitetssklasserna. Typiska värden för magasininkoefficienterna under öppna förhållanden, *Specific Yield*, hämtades från litteraturen för alla jordarter förutom silten, som tilldelades olika värden på K och S_y , enligt vad som angivits i tidigare stycke (Domenico, 1998). Värden på magasininkoefficienterna under slutna förhållanden, *Specific Storage*, ansattes till en tiondel av de ovanstående⁴. De ansatta värdena sammanfattas i tabell D2 och D3 nedan.

Tabell D2: Värden på magasininkoefficienter och hydraulisk konduktivitet då systemets snabbhet förmodas överskattas.

Klass	Beskrivning	K [m/s]	S_y [-]	S_s [1/m]
1	Silt	1.5 e-6	0.03	0.003
2	Ås	1.3 e-3	0.24	0.024
3	Sand	5 e-6	0.28	0.028
4	Morän/berg	1 e-8	0.16	0.016

Tabell D3: Värden på magasininkoefficienter och hydraulisk konduktivitet för silt då systemets snabbhet potentiellt underskattats (övriga klasser har samma egenskaper som definieras i tabell D2 ovan).

Klass	Beskrivning	K [m/s]	S_y [-]	S_s [1/m]
1	Silt	7 e-7	0.08	0.008

⁴ Enligt muntlig rekommendation, Kent Werner, SWECO VIAK, vattenresurser.

RESULTAT

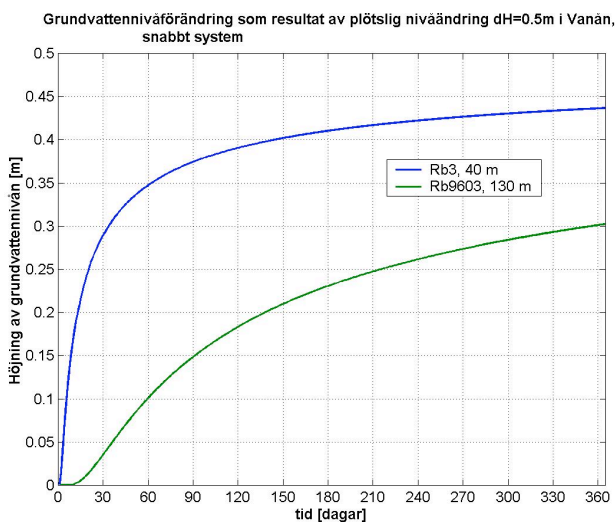
Analytisk lösning

Snabbt system

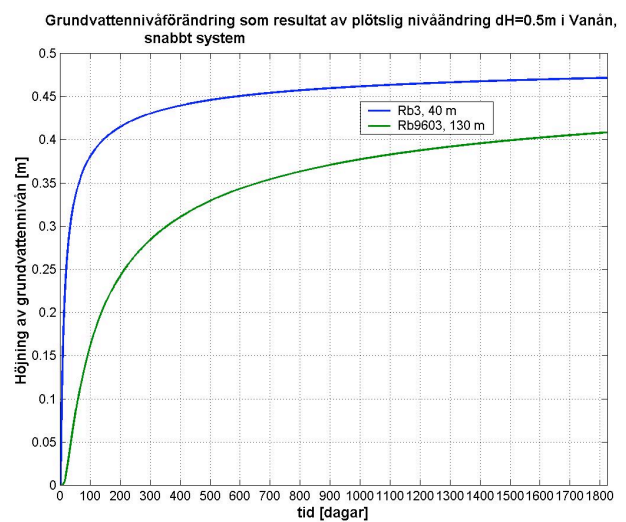
Figur D6 nedan visar resultatet från den analytiska lösningen då den hydrauliska diffusiviteten och således systemets snabbhet potentiellt överskattats. Efter ett år har nästan 90 % av det stationära värdet på grundvattennivåförändringen uppnåtts i Rb3, medan bara 60 % uppnåtts i Rb9603. I figur D7 som visar förloppet över en längre tidsperiod, kan man se att stationära förhållanden ännu inte infunnit sig efter de första fem åren men att kurvorna planat ut väsentligt.

Från figur D7 kan vi utläsa att stigtiden, t_s , för Rb3 under rådande förhållanden är ca två år (600 dagar). Samma figur visar att t_s för Rb9603 är större än fem år.

(Observera att då $t \rightarrow \infty$ i ekvation (4), så går $\lambda \rightarrow 0$ och $\operatorname{erfc}(\lambda) \rightarrow 1$ i ekvation (5). Det stationära värdet på grundvattennivåförändringarna i de båda observationsrören är således $\Delta H = 0.5$ m. Stigtiden, t_s , blir således den tid det tar för grundvattennivån att stiga från 0.05 till 0.45 m.)

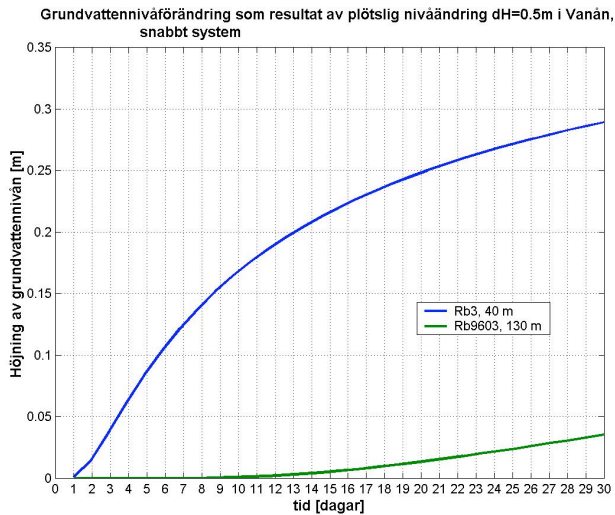


Figur D6 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under ett år, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt överskattats.

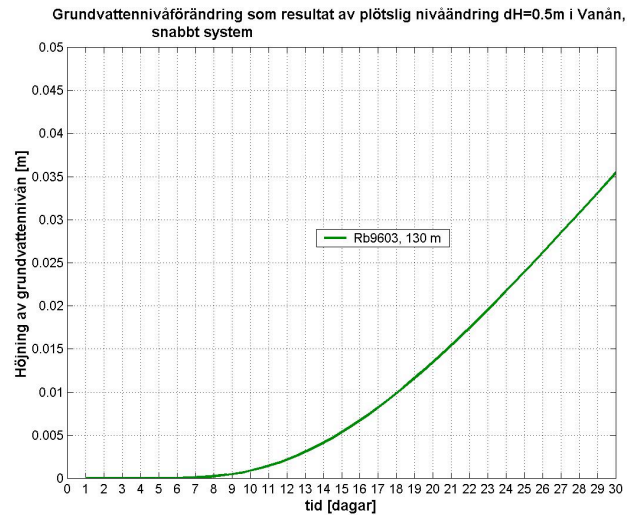


Figur D7 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under fem år, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt överskattats.

Från figur D8 och D9 nedan kan man utläsa systemets ungefärliga dötiden. Dötiden är ca en dag för Rb3 och ca tre dagar för Rb9603 (Observera skalskillnaden i de båda figureerna). Några praktiskt uppmätbara förändringar i Rb9603 (>1 mm) kan vi dock inte förvänta oss förrän efter ca 10 dagar (figur D8)



Figur D8 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under en månad, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt överskattats.



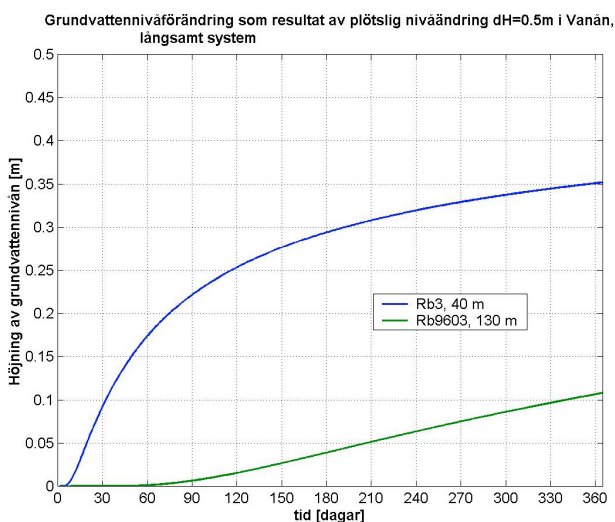
Figur D9 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under en månad, i ett observationsrör beläget 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt överskattats.

Långsamt system

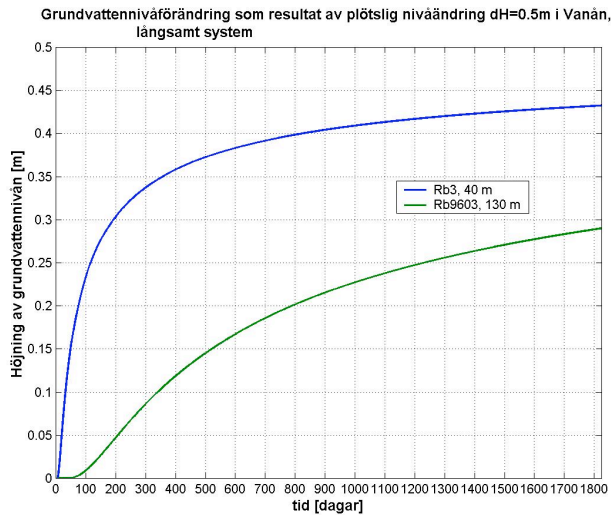
Figur D10 nedan visar resultatet från den analytiska lösningen då den hydrauliska diffusiviteten uppskattats utifrån litteraturen och jordartsanalyser. Värdet och således systemets snabbhet har potentiellt underskattats.

För detta system tar det ännu längre tid innan stationära förhållanden infinner sig. Efter ett år har bara 70 % av den stationära grundvattennivåförändringen uppnåtts i Rb3 och ca 20 % i Rb9603 (fig. D10).

För det här systemet är stigtiden för grundvattennivåerna i både Rb3 och Rb9603 större än fem år.

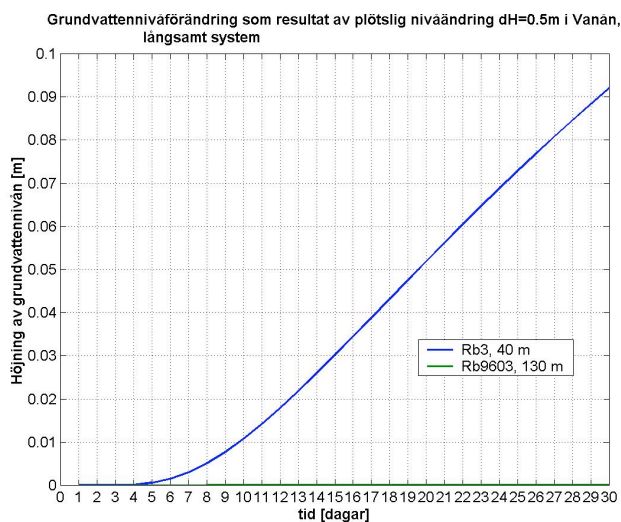


Figur D10 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under ett år, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt underskattats.

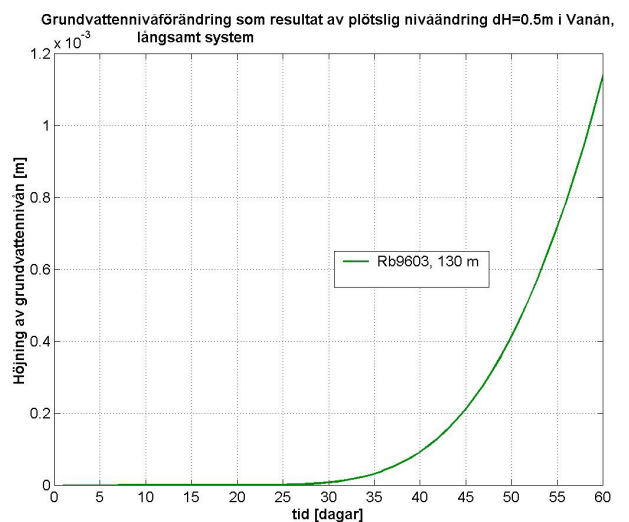


Figur D11 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under fem år, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt underskattats.

Dötiden för det långsamma systemet uppskattas för Rb3 till ca 2 dagar och för Rb9603 till ca 12 dagar. Uppmätbara förändringar i grundvattennivåerna (>1 mm) inträffar dock först efter ca 5 dagar i Rb3 (fig. D12) och ca 2 månader i Rb9603 (fig. D13). Observera att grundvattennivåhöjningen i Rb9603 är för liten för att synas i den skala som används i figur D12 och därför plottats separat i figur D13, under en längre tidsperiod.



Figur D12 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under en månad, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt underskattats.



Figur D13 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under en månad, i ett observationsrör beläget 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt underskattats.

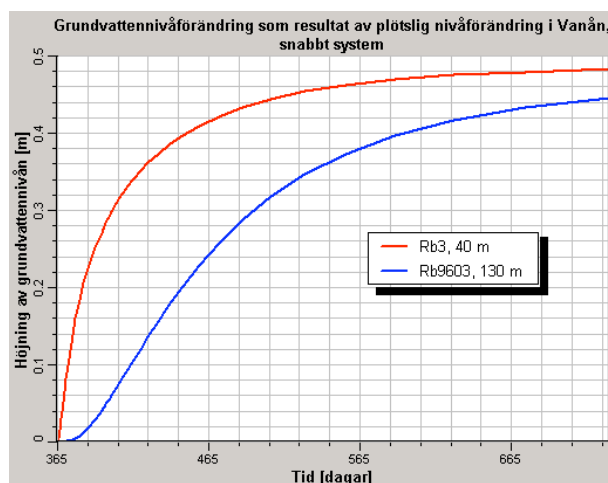
Numerisk lösning

Snabbt system

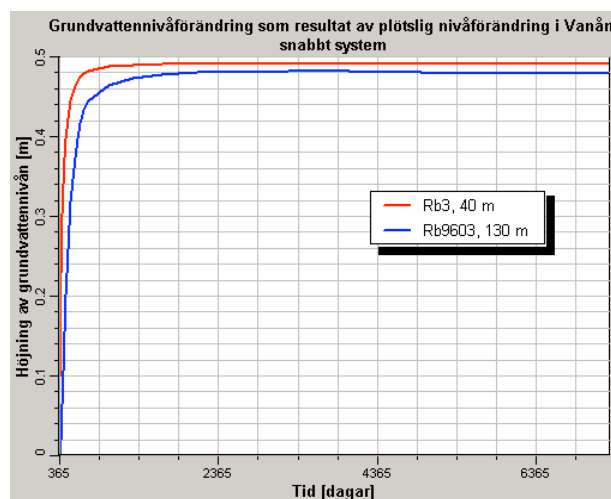
Den numeriska lösningen visade på att båda systemen svänger in sig mot stationära förhållanden betydligt snabbare än vad den analytiska lösningen indikerade. Detta gäller i synnerhet för Rb9603, som är belägen på störst avstånd från ytvattnet. Den stationära

grundvattennivåhöjningen uppskattades från en simulering över tjugo år (fig. D15). För Rb3 bestämdes det till ca 0.49 m och för Rb9603 till ca 0.48 m. Stigtiden för de båda systemen uppskattades som den tid det tar för grundvattennivåerna i de båda rören att stiga från ca 0.05 till 0.44 respektive 0.43 m.

I figur D14 kan man utläsa att 98 % av den stationära grundvattennivåhöjningen uppnåts i Rb3 efter ett år och ca 91 % i Rb9603. Stigtiden för Rb3 är ca fyra och en halv månad (140 dagar) och för Rb9603 ca 10 månader (300 dagar).

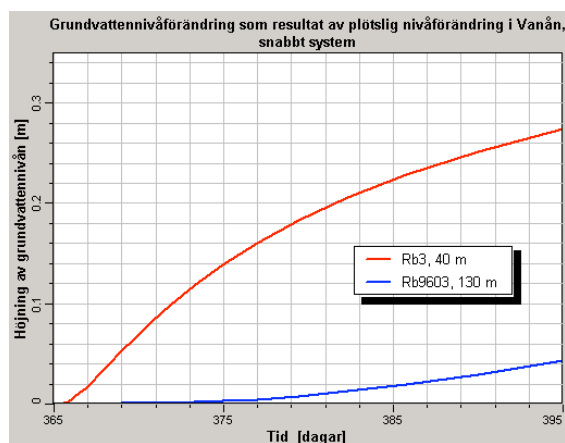


Figur D14 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under ett år, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt överskattats.

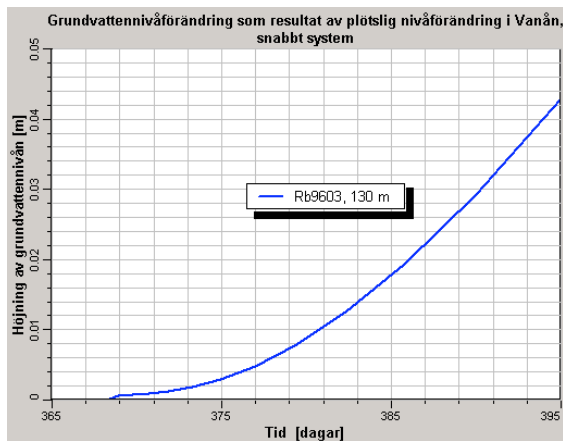


Figur D15 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under tjugo år, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt underskattats.

De beräknade dötiderna är i stort sett de samma som i den analytiska lösningen (mindre än en dag för Rb3 och ca tre dagar för Rb9603). Uppmätbara förändringar (>1 mm) uppvisas dock i Rb9603 efter en knapp vecka (6 dagar).



Figur D16 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under en månad, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt överskattats.

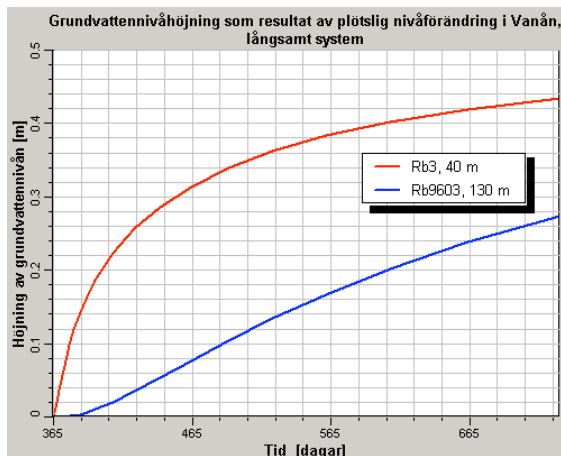


Figur D17 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under en månad, i ett observationsrör beläget 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt överskattats.

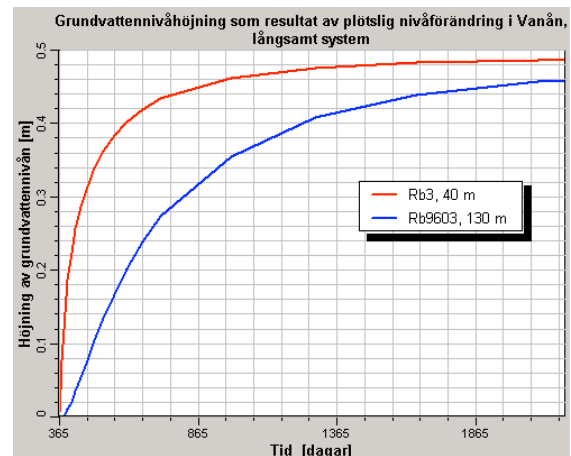
Långsamt system

Resultaten från simuleringar av det långsamma systemet skiljer sig möjligtvis ännu mer från de analytiska experimenten. Den stationära grundvattennivåhöjningen uppskattades precis som i det förra exemplet genom en simulering över tjugo år. Skillnaden är mycket liten (ca 7 mm för Rb9603 och <1 mm för Rb3). Grafen redovisas därför inte här och stigtiderna har uppskattats på samma sätt som i föregående beräkningar.

Efter ett år har ca 88 % av det stationära värdet uppnåtts i Rb3 och ca 54 % i Rb9603. Stigtiden för Rb3 kan utläsas ur figur D18 till drygt ett år (400 dagar) och ur figur D19 till drygt tre år (1200 dagar) för Rb9603.

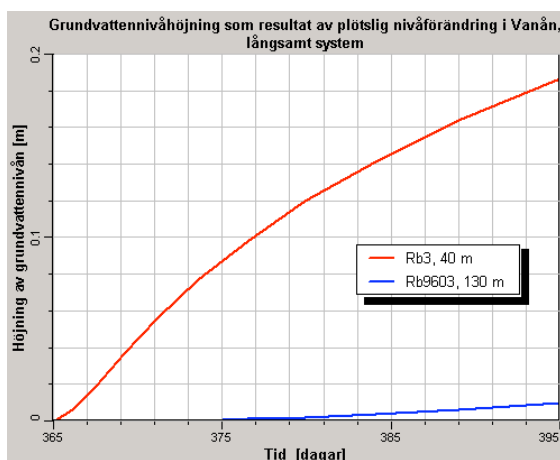


Figur D18 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under ett år, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt underskattats.

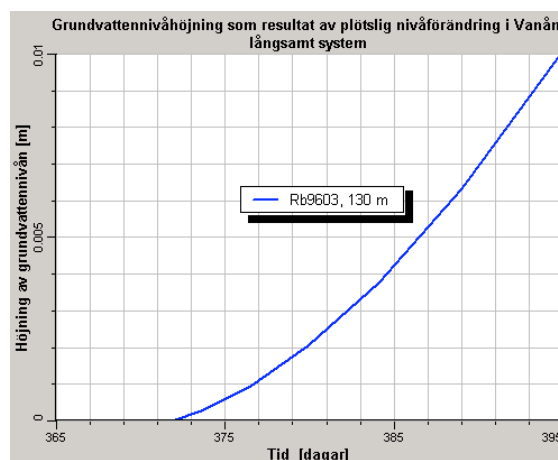


Figur D19 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under fem år, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt underskattats.

Dötiderna är något kortare än vad som beräknats analytiskt (mindre än en dag för Rb3 och ca 8 dagar för Rb9603) och de första uppmätbara förändringarna (>1 mm) inträffar i Rb9603 efter redan 12 dagar (figur D21).



Figur D20 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under en månad, i ett observationsrör beläget 40 m respektive 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt underskattats



Figur D21 Den beräknade grundvattennivåhöjningen under en månad, i ett observationsrör beläget 130 m från Vanån. Beräkningarna gäller då den hydrauliska diffusiviteten potentiellt underskattats.

DISKUSSION OCH SLUTSATS

Resultaten tyder på att det kan dröja från sex dagar upp till två månader innan uppmätbara grundvattennivåförändringar inträffar i ett av observationsrören på udden. Detta innebär att yt- och grundvattennivåer uppmätta samma dag, fysikaliskt sett, inte är kopplade varandra. Samtliga resultat visar dessutom på en mycket långsam anpassning av grundvattennivåerna till rådande Vanånivå, i synnerhet för de observationsrör som befinner sig långt upp på land. Detta betyder att snabba fluktuationer i ytvattennivån inte kommer att slå igenom på de uppmätta grundvattennivåerna. Endast ytvattennivåns medelvärde under lång tid har således betydelse för grundvattennivåerna på udden.

Den numeriska lösningen predikterar en snabbare insvängning till jämviktsförhållandet än vad den analytiska lösningen gör. Troligtvis är detta ett resultat av att den numeriska lösningen tar hänsyn till infiltrationen och tillströmningen av vatten från alla håll i modellen. Man kan se att skillnaden är större ju längre tidsförlopp som studeras. För snabba system kan den enkla analytiska lösningen dock ge en bra vägledande uppskattning av de tidskonstanter som gäller för systemet. De snabbaste insvängningstiderna erhöles med den numeriska lösningen då diffusiviteten potentiellt överskattades. Dessa resultat kan tolkas så att man kan förvänta sig en god korrelation på årsmedelnivå mellan uppmätta grundvattennivåer i samtliga observationsrör på udden där impregneringsområdet är beläget. Övriga resultat tyder enhetligt på att medelvärden över mer än ett år skall användas. Det lämpligaste förfarandet borde

således vara att, vid kalibrering likväl som validering av grundvattenmodellerna, ansätta ett karaktäristiskt årsmedelvärde för ytvattennivån, precis som för infiltrationen.

Det skulle kunna finnas en risk att konduktanstermen i Modflow kan användas felaktigt för att kompensera mot bristande korrelation mellan ytvattennivåer och grundvattennivåer, eftersom en förändring av motstånd mot flöde till eller från vattendraget skulle kunna ha motsvarande effekter som en förändring i den specificerade ytvattennivån. Huruvida detta är fallet eller ej lämnas som en öppen fråga till senare undersökningar.

Ur ett långsiktigt perspektiv torde dock grundvattennivåerna ställa in sig efter rådande ytvattennivå. Vid strandkanten torde medelvärdet på grundvattennivån närma sig ytvattennivån, med den skillnad som källtermen (infiltrationen) kan innebära. Hur stor denna skillnad är har dock inte undersökts närmare i det här examensarbetet. I interpoleringarna mellan grundvattennivåer och ytvattennivåer som gjordes i samband med uppskattningen av grundvattenströmningen ut i Vanån (avsnitt 4.3) har den försumrats.

Korrelationen mellan ytvattennivån i Vanån och grundvattennivåerna i Rb3 och Rb9601 har tolkats som att grundvattennivåerna är säsongsberoende och då framförallt som ett resultat av den varierande infiltrationen under året. En viss samvariation mellan grundvattennivåerna och ytvattennivån kan utläsas. Detta är att förvänta eftersom såväl ytavrinning som infiltration är beroende av den effektiva nederbörden. I de stationära grundvattenmodellerna har dock infiltrationen definierats som en konstant, ett karaktäristiskt årsmedelvärde. Därför borde även årsmedelvärden på grundvattennivåerna användas vid kalibreringen.

Det vore önskvärt att utveckla den här studien till en mer uttömmande systemanalys och att med större noggrannhet definiera ett samband mellan systemets transienta egenskaper och de frekvenser det förmår återge.

APPENDIX B: UTREDNING AV FÖRORENINGSSITUATIONEN

Karta över det förorenade området och provpunkternas placering.....	B1
Resultat från jordprovsanalyserna.....	B2
Bedömning av kresotföroreningens kemiska sammansättning.....	B4

RESULTAT FRÅN JORDPROVSANALYSERNA

I Tabell A1 nedan sammanställs analysresultat från tidigare undersökningar av jorden på det förorenade markområdet i Vansbro. Läget för jordproverna går att utläsa från kartan på föregående sida. I tabellen redovisas de halter som erhållits då jordproverna analyserats i laboratorium och, i de fall inga sådana värden gick att återfinna, den visuella bedömning provtagarna gjort på plats (citeras till höger i tabellen). Även resultaten från SJ:s UV-bedömning av föroreningssituationen har inkluderats i tabellen. Om jorden bedömts förorenad med någon av de två sistnämnda metoderna står det 'Okulärt' respektive 'UV-bedömning' i spalten där annars analyserade maxföroreningshalter redovisas. Till höger i tabellen beskrivs det var maxföroreningshalterna påträffats för de olika provpunkterna och om höga halter påträffats även på annat djup kommenteras detta inom parantes.

Tabell A1: Sammanställning av analysresultat från jordprover tagna inom det markområde som identifierats som primärt förorenat (SWEKO, 1996).

Provgrop*	Maxförorening [mg/TS]	Djup till maxförorening [m]	Beskrivning
1/95	2,9	0,4-0,6	I svart fyllning
2/95	1100	1,5-1,8	I silten (210 i svart fyllning)
3/95	5	0,5-0,7	I svart fyllning
4/95	2,3	0,4-0,6	I svart fyllning
6/95	22	1,4-2,5	I silten
7/95	1500	0,4-0,7	I svart fyllning (20 i silten)
8/95	110	0,5-0,9	I svart fyllning
11/95	<2	Ingen uppgift	Ingen mätbar påverkan
24/95	52	0,2-1,5	I svart fyllning
1/96	27	1,1-1,8	I svart fyllning
2/96	320	0,7-1,5	I svart fyllning (4 i silten)
3/96	Okulärt rikligt	0,8-1,5	I svart fyllning
4/96	Okulärt	1,0-1,4	"Silt missfärgad av kreosot"
5/96	<2	1,0-1,3	I svart fyllning
13/96	36	0,5-0,7	"Kreosotinblandad sand"
14/96	Okulärt	0,6-0,8	"Kreosotinblandad sand"
16/96	Okulärt +lukt	0,5-1,0	"Silt med mörka partier, kreosotlukt"
17/96	Okulärt	0,7-1,0	"Kreosotinblandat material"
SJ 2/2	3100 [mg/WS]	1	
SJ 2/2A	7500 [mg/WS]	0,6	
SJ 2/2B	53 [mg/WS]	1	
SJ 3/1	1500 [mg/WS]	0,7	
SJ 3/2	UV-bedömning	1	Svag fluorescens
SJ 3/3A	UV-bedömning	1	Fluorescens
SJ 4/2	UV-bedömning		Mycket svag fluorescens
SJ 4/2A	-		Ingen mätbar påverkan
SJ 4/3	-		Ingen mätbar påverkan
SJ 2/2	-		Ingen mätbar påverkan
SJ 5/1	-		Ingen mätbar påverkan
SJ 5/2	UV-bedömning		Svag fluorescens till måttlig fluorescens på 2,5-3 m
SJ 5/3	-		Ingen mätbar påverkan

*Viak provgropar, 1995; Viak jordprovtagning med skruvborr, 1996; SJ jordprovtagning med skruvborr, 1987 (Sektion/hål).

Det kan nämnas att det finns provpunkter norr om det identifierade området där kreosot påvisats okulärt, men inga laboratorieanalyser påträffats, ex. 7/96, 8/96, 10/96, 18/96. Det finns också punkter norrut där kreosot påvisats laboratorielt, i måttligt förhöjda halter, men som ej inkluderats i det område som identifierats som primärt förorenat, ex. 5/95: 15 mg/kg, 9/95: 7.1 mg/kg, 10/95: 8.2 mg/kg, SJ 3/3: 8 mg/kgWS (SWECO, 1996).

Här har dock medianvärde, aritmetiskt medelvärde och maximal föroreningshalt beräknats endast utifrån de halterna som uppmätts inom området som i tidigare undersökningar identifierats som primärt förorenat. De provpunkter där förorening påvisats okulärt eller med UV-ljusdetektor, men inga uppmätta koncentrationer påträffats, har uteslutits ur beräkningarna. I de gropar där kreosot påvisats, men med koncentrationer under detektionsgränsen 2 mg/kg TS, har av försiktighetsskäl en koncentration på 2 mg/kg TS ansatts. De analysresultat som angetts i enheten [mg/kg WS] har räknats om till [mg/kg TS] under antagandet om en vattenhalt på 11 % (uppskattad vattenhalt för genomsläppliga jordarter enligt NVV (1995)).

Under dessa förutsättningar blir de beräknade halterna enligt nedan:

- Median: ca 25 mg/TS
- Medel: 765 mg/TS
- Maximal föroreningshalt: 8500 mg/TS

BEDÖMNING AV KREOSOTFÖRENINGENS KEMISKA SAMMANSÄTTNING

För att bestämma kreosotföreningens sammansättning valdes fem jordprover ut, som visat på de högsta föreningshalterna och vars analysresultat påträffats i rapporten från 1996. Analysresultaten för dessa jordprover redovisas i tabell A2 nedan. Man kan notera från tabellen att fördelningen av PAH-föreningar skiljer sig åt mellan de olika jordproverna. Den procentuella förekomsten av respektive PAH-förening beräknades som summan av föreningens halter i samtliga jordprov dividerat med summan av den totala förekomsten av PAH. Notera att detta förfarande medför att sammansättningen i de jordprover där höga halter uppmätts tilldelas större vikt än de där endast små förekomster påvisats. Ett alternativt förfarande hade kunnat vara att beräkna den procentuella förekomsten i varje jordprov för sig och medelvärdesbilda över dessa istället.

Tabell A2: Beräknad procentuell sammansättning av kreosotförening och analysresultat från jordprover, *Provgrop: djup till förening*, redovisat i mg/TS (SWECO, 1996).

	2/95: 1,7 m	2/95: 0,8 m	7/95: 0,9 m	8/95: 0,7 m	2/96: 1,1 m	%-andel
Benso(a)antracen	23	8,3	31	8,8	16	2,65
Chrysen	41	6	24	7,7	11	2,72
Benso(b)fluoranten	13	1,8	21	7,6	4,9	1,47
Benso(k)fluoranten	6,7	0,28	2,4	0,53	2	0,36
Benso(a)pyren	10	0,59	8,8	2,2	2,8	0,74
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,71	0,29	1,9	0,82	0,76	0,14
Dibenso(a,h)antracen	0,54	0,25*	0,41	0,053*	0,31	0,05
Σ Cancerogena PAH	94,95	17,51	89,51	27,70	37,77	8,12
Naftalen	4,7	0,18	16	1,6	0,24	0,69
Acenaftilen	0,45	0,42	3,3	0,26	0,59	0,15
Acenaften	32	26	270	5,5	1,4	10,17
Fluoren	83	12	250	6	2	10,72
Fenantren	140	5,1	490	11	1,2	19,66
Antracen	420	9,3	30	7,7	6	14,37
Pyren	140	57	150	24	120	14,91
Fluoranten	200	87	230	27	150	21,08
Benso(g,h,i)perylene	0,69	0,23	1,4	0,65	1,3	0,13
Σ Övriga PAH	1020,84	197,23	1440,70	83,71	282,73	91,88

* Redovisade halter i bakgrundmaterialet var under detektionsgränsen, men för att möjliggöra ett utnyttjande av resterande data uppskattades de med hjälp av den procentuella andelen i övriga prover.

APPENDIX C: GEOLOGISKA, HYDROGEOLOGISKA OCH HYDROLOGISKA DATA

Resultat från kornstorleksanalys.....	C1
Resultat från universalpermeameterförsök.....	C2
Uppskattning av den hydrauliska konduktiviteten.....	C3
Grundvattennivåer.....	C3
Ytvattennivåer och uppskattat värde på referensnivå.....	C4

UPPSKATTNING AV DEN HYDRAULISKA KONDUKTIVITETEN

Eftersom kornstorleksdata fanns tillgängligt beräknades, i jämförande syfte, ett värde på den hydrauliska konduktiviteten med hjälp av dessa. Precis som med de värden som erhålles från permeameterförsöken, beskriver empiriska samband baserade på kornstorleksdata den småskaliga hydrauliska konduktiviteten och tar inte hänsyn till den ökning man kan förvänta sig för konduktiviteten på en större skala (Domenico, 1998).

Breyers formel användes för att uppskatta den hydrauliska konduktiviteten utifrån kornstorleksdata (Kresic, 1997):

$$K = \frac{g}{\nu C_b d_e^2}, \text{ där } C_b = 6 \cdot 10^{-4} \log\left(\frac{500}{U}\right)$$

K är den hydrauliska konduktiviteten [m/s]

g är gravitationskonstanten [m/s²]

ν är den kinematiska viskositeten [m/s]

d_e är den effektiva kornstorleken [mm]

U är en homogenitetskonstant som beskriver hur väl sorterat materialet är.

Homogenitetskonstanten definieras här som $U=d_{60}/d_{10}$ och den effektiva kornstorleken som $d_e=d_{10}$ (d_{10} och d_{60} är max 10 % respektive max 60 % kornstorleken). Från kornstorleksanalysen kan man då utläsa följande värden för silten: $U=3$, $d_e=0.02$ mm

Från litteraturen erhålles värden på den kinematiska viskositeten för vatten vid olika temperaturer (Kresic, 1997). Vid 5°C är $\nu=1 \cdot 10^{-6}$ m/s.

Gravitationskonstanten ansattes till 9.81 m/s².

Detta gav ett värde på den hydrauliska konduktiviteten för silt motsvarande $K=3.5 \cdot 10^{-6}$ m/s. Notera att detta värde är högre än både det värde som uppmätts i permeameterförsöken och de som kalibrerats fram för Modflowmodellen, men att det är i samma storleksordning som det sistnämnda.

GRUNDVATTENNIVÅER

I bakgrundsmaterialet påträffades fem observationsrör, belägna på udden vid det förorenade området och nedgrävda till samma djup, för vilka kontinuerliga grundvattennivåmätningar fanns redovisade (Tabell B1).

Studien i Appendix A tyder på att årsmedelvärden borde användas på grundvattennivåerna vid modellvalideringarna i kapitel 4. Eftersom det inte är känt hur grundvattennivåerna växlar under säsongen i Vansbro och hur grundvattentillgången växlat mellan åren 99-01, så har ett medelvärde av alla mätningarna under dessa tre år beräknats och använts vid valideringarna.

Tabell B1: Uppmätta grundvattennivåer i fem observationsrör belägna invid det f.d. impregneringsområdet i Vansbro under åren 1999-2001 (SWECO).

Rör	Djup	Apr-99	Okt-99	Maj-00	Nov-00	Mar-01	Okt-01	Medel 99-01
RB 3	21,4	237,18	236,88	236,92	237,48	236,79	236,95	237,03
RB 9212 (d)	24,5	237,36	237,12	237,17	237,59	236,95	237,12	237,22
RB 9501(d)	23,0	237,71	237,41	237,5	237,94	237,33	237,48	237,56
RB 9601 (d)	20,5	237,23	236,97	236,98	237,47	236,88	237,0	237,09
RB 9603 (d)	21,0	237,32	237,11	237,17	237,61	236,94	237,1	237,21

Med hjälp av dessa grundvattennivåer har en hydraulisk gradient beräknats. Skillnaden i hydraulisk nivå mellan observationsrör Rb9603 och Rb3 har dividerats med avståndet mellan observationsrören. Under antagandet om att grundvattenflödet går rakt ut mot Bredviken har avståndet mätts upp vinkelrätt mot vattendragets orientering med hjälp av måttbandsverktyget i ArcView. Den hydrauliska gradienten beräknas på det här sättet till ca 0,002 m/m.

YTVATTENNIVÅER OCH REFERENSNIVÅER

I bakgrundsmaterialet finns värden på ytvattennivån i Vanån, uppmätta vid ett flertal tillfällen sedan 1990. Samtliga mätvärden som påträffats redovisas i tabell B2 nedan. Här redovisas också uppmätta grundvattennivåer i brunn Rb9202, ett observationsrör beläget relativt långt bort från udden där det f.d. impregneringsområdet är beläget, och som använts som referensnivå för Twodanmodellerna i avsnitt 4.2. Dessutom redovisas grundvattennivåer, uppmätta i observationsrör Rb3 under samma tillfällen, och som använts vid korrelationerna i Appendix A.

Tabell B2: Uppmätta ytvattennivåer i Bredviken samt grundvattennivåer i observationsrör Rb9202 och Rb3 (SWECO).

Datum	Bredviken	Rb9202	Rb3
900620	236,39		
920227	236,55		
920903	236,57	235,92	
920909	236,64	235,99	
921119	236,5	236,17	
930610	236,47	237,12	236,77
931117	236,5	237,39	237,01
940630	236,43	237,21	236,77
940927	236,42		236,89
950831	236,48	237,12	236,74
960820	236,38	237,08	236,68
961204	236,46	237,23	236,9
011018	236,51		

Vansbro kommun tillhandahöll dessutom kompletterande mätningar av ytvattennivåerna i Vansbro under vårfloden år 2000 (Tabell B3). Ytvattennivåerna i Vanån stiger typiskt plötsligt och uppnår sina högsta värden under ca en vecka någon gång i april/maj och avklingar sedan åter till mer normala nivåer.⁵

⁵ Mats Liss, Tekniska kontoret, Vansbro kommun

Tabell B3: Uppmätta ytvattennivåer i Vanån under vårfloden år 2000 (Vansbro kommun).

Datum	Ytvattennivå
000501	237,63
000502	237,74
000503	237,83
000504	237,78
000505	237,70
000506	237,53
000507	237,47

För att uppskatta ett årsmedelrepresentativt värde för ytvattennivåerna i Vanån valdes, i den mån det var möjligt, mätvärden från olika månader på året ut ur tabell B2 ovan. Eftersom inga mätvärden fanns redovisade för vårmånaderna mars-maj, uppskattades ett värde för dessa utifrån informationen om att det generellt är under denna period de högsta vattenflödena kan förväntas och utifrån amplitudmätningen av vårfloden i tabell B3. Urvalet av mätvärden och det beräknade medelvärdet redovisas i tabell 4 nedan. Notera att detta är en överslagsmässig och mycket osäker skattning av de ytvattennivåer som generellt skall antas råda i Vanån, men att det bedömdes vara det bästa som kunde åstadkommas vid tillfället. Denna skattning stämde dessutom väl med den som gjorts vid tidigare modelleringsarbeten och accepterades sålunda även av praktiska skäl.

För observationsrör Rb9202 beräknades medelvärdet för de grundvattennivåer som uppmätts efter det att den närbelägna vattentäkten tagits ur drift. Detta eftersom observationsbrunnen bedömts vara belägen inom den avsänkningstratt vattentäkten åstadkom. Grundvattennivåerna och det beräknade medelvärdet finns redovisade i tabell B5 nedan. Notera att dessa grundvattennivåmätningar är från en helt annan treårs-period än de som använts för att karaktärisera grundvattennivåerna på udden.

Tabell B4: Utvalda värden för ytvattennivån i Bredviken.

Datum	Bredviken
Feb-92	236,55
Vår-01*	237,00
Jun-90	236,39
Aug-95	236,48
Sep-94	236,42
Okt-01	236,51
Nov-93	236,50
Dec-96	236,46
Medel	236,54

*uppskattat värde att representera vårmånaderna mars, april, maj.

Tabell B5: Utvalda värden för grundvattennivån i Rb9202.

Datum	Rb9202
930610	237,12
931117	237,39
940630	237,21
950831	237,12
960820	237,08
961204	237,23
Medel	237,19