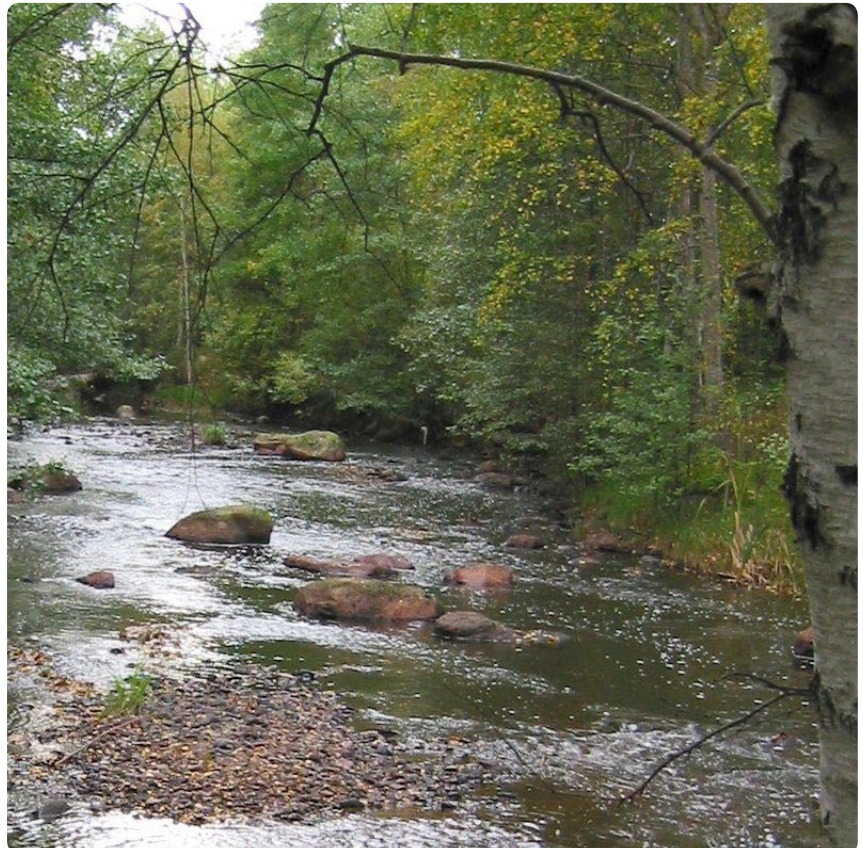


Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling fas 2

RAPPORT 5867 • NOVEMBER 2008



Kunskapsprogrammet



Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling fas 2

Mark Elert
Håkan Yesilova
Kemakta Konsult AB

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5867-8.pdf

ISSN 0282-7298

Elektronisk publikation

© Naturvårdsverket 2008

Tryck: CM Gruppen AB

Omslagsbilder: Mark Elert

Förord

Ett av riksdagens miljömål är Giftfri miljö, och i detta mål ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras har identifierats som hinder för ett effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Föreliggande rapport redovisar projektet ” Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling – fas 2” som genomförts inom Hållbar sanering. Rapporten har skrivits av Mark Elert och Håkan Yesilova vid Kemakta Konsult AB. Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Tommy Hammar vid Länsstyrelsen i Kalmar län.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket i november 2008

Innehåll

SAMMANFATTNING	8
SUMMARY	9
1 INLEDNING	10
1.1 Bakgrund	10
1.2 Syfte och omfattning	10
1.3 Rapportens upplägg	11
2 SPRIDNING AV FÖRORENINGAR FRÅN FÖRORENAD MARK	13
2.1 Processer	13
2.2 Konceptuell modell	15
2.3 Förutsättningar och begränsningar	16
2.4 Efterbehandlingsåtgärder	17
3 FÖRORENINGAR I SEDIMENT	18
3.1 Processer	18
3.2 Konceptuell modell	20
3.3 Modellförutsättningar	21
3.4 Efterbehandlingsåtgärder	22
4 BESKRIVNING AV BERÄKNINGSMODELL	23
4.1 Inledning	23
4.2 Modellens principiella uppbyggnad	23
4.2.1 Förorenade markområden	23
4.2.2 Förorenade sediment	25
4.3 Översikt av modellens struktur	27
4.4 Scenario	28
4.4.1 Beräkningsscenario	28
4.4.2 Områden	29
4.4.3 Förorening	29
4.5 Vattenflöden	30
4.5.1 Flöden	30
4.5.2 Vattenutbyte med ytvatten	30
4.6 Källterm	31
4.6.1 Källtermsdata	31
4.6.2 Lakdata	32
4.6.3 Utvärdering av lakförsök	32
4.7 Effekt av åtgärder	32
4.7.1 Åtgärder	32
4.7.2 Efter åtgärd	33

4.8	Transport	33
4.8.1	Transportdata	33
4.8.2	Källa-transport	33
4.9	Belastning och halter	33
4.9.1	Belastning	34
4.9.2	Halter i ytvatten och sediment	34
4.9.3	Maxutsläpp	34
4.9.4	Utsläpp per delområde	34
4.9.5	Halter och mängder i ytvatten och sediment	34
5	BEDÖMNING AV EFFEKTER	35
5.1	Inledning	35
5.2	Påverkan i förhållande till bakgrund	36
5.2.1	Bakgrundshalter i grundvatten	36
5.2.2	Bakgrundshalter i ytvatten	38
5.3	Effektbaserad haltkriterier	41
5.4	Påverkan i förhållande till andra föroreningskällor	43
5.4.1	Uppskattning av utläckage från förorenade områden	43
5.4.2	Uppskattning av utsläpp från andra källor	44
5.4.3	Jämförelse mellan olika typer av källor	44
6	EXEMPELBERÄKNING	45
6.1	Områdesbeskrivning	45
6.2	Befintlig föroreningsituation	48
6.2.1	Föroreningsituation	48
6.2.2	Spridningsförutsättningar	49
6.2.3	Källterm	50
6.3	Transport och belastning	50
6.3.1	Transportdata	50
6.3.2	Källa-transport	51
6.3.3	Sediment	52
6.4	Åtgärder	53
6.4.1	Effekt av åtgärder	53
6.5	Beskrivning av lakning	55
6.5.1	Utvärdera lakbarhet från lakdata	55
7	DISKUSSION OCH SLUTSATSER	58
	REFERENSER	60
	BILAGA1 UTLAKNING FRÅN FÖRORENAD MARK	63
	BILAGA 2 TRANSPORT AV FÖRORENINGAR MED GRUNDTVATTNET	65
	BILAGA 3 VATTENFLÖDEN PÅ GRUND AV NIVÅVARIATIONER I YTVATTEN	69

**BILAGA 4 MATEMATISK BESKRIVNING AV TRANSPORTPROCESSER I
YTVATTEN OCH SEDIMENT**

71

Sammanfattning

Denna rapport redovisar den andra etappen av ett projekt som syftar till att inventera och utveckla metoder för att göra ändamålsenliga riskbedömningar av förorenade områden. Fokus ligger på uppskattning av spridning samt bedömning av den riskreduktion som olika behandlingsåtgärder kan ge.

För detta ändamål har en Excelbaserad beräkningsmodell tagits fram som ska underlätta snabba bedömningar av föroreningsspridningen. Modellen beräknar föroreningsläckage från ett förorenat område uppdelat i olika delområden som kan antas vara homogena vad gäller föroreningssituation och hydrogeologi. Lakningen av föroreningar från marken uppskattas med olika metoder och används sedan som källterm till en transportmodell som beräknar belastning på omkringliggande sjöar och vattendrag.

I modellen ingår även en enkel dynamisk ytvattenmodell som kan användas för att uppskatta hur halter i ytvatten och sediment påverkas av utsläppet från ett förorenat markområde samt hur halterna förändras med tiden. Modellen kan också simulera effekten av vissa saneringsåtgärder.

I rapporten diskuteras också olika metoder att värdera effekten av utsläpp och hur modellen kan användas för att ta fram ett underlag för att göra denna jämförelse. Den ger också exempel på olika sätt att kunna bedöma de halter som uppkommer i miljön, dels utifrån avvikelse från bakgrund och dels utifrån uppskattningar av den risk dessa halter innebär.

Summary

This report presents the results from the second stage of a project aiming at investigating and developing practical methods for risk assessments of contaminated areas. Focus of the study is methods for assessing effects of contaminant release and methods for evaluating different remediation measures.

An Excel based calculation model has been developed with the purpose to facilitate simple assessments of contaminant releases. The model estimates the release from a contaminated site divided into subareas that can be assumed to be homogeneous concerning contamination and hydrogeology.

Leaching from the contaminated soil can be estimated by different methods, e.g. leaching tests, and the results are used to provide a source term to a transport model. This transport model calculates the release to a recipient from each subarea. A dynamic model surface water model is coupled to the transport model. This model is used to calculate concentrations in surface waters and sediments as a function of time. The model can also be used to simulate certain remediation measures.

Different methods to compare and evaluate the effect of contaminant releases are discussed. The modeled developed within the project can provide a basis for such a comparison. Examples are given on how concentrations in the environment can be evaluated by comparison with background concentrations or based on the environmental risks the contaminant can cause.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I Sverige finns uppskattningsvis 80 000 förorenade områden. För en del av dessa områden finns behov av åtgärder för att förhindra att hälso- och miljörisker uppkommer. För att avgöra om åtgärder krävs och i så fall i vilken omfattning görs en riskbedömning. I denna görs en bedömning av de hälso- och miljörisker den föroreningen som finns på området medför. För att fastställa om och i så fall vilka åtgärder som krävs görs en riskvärdering. Förutom bedömningen av riskerna tar den hänsyn till ekonomiska faktorer, tekniska möjligheter att åtgärda föroreningen och dessutom en rad andra faktorer såsom miljömål samt allmänna och enskilda intressen.

En metodik för riskbedömningar har utarbetats i Sverige som bland annat innebär att halter i mark jämförs med riktvärden, generella eller platsspecifikt framtagna med hänsyn till förhållanden i det aktuella området. En jämförelse med riktvärden ger en tillfredställande god uppfattning av vid vilka föroreningsnivåer som hälsorisker kan uppstå och vilka åtgärder som krävs för att minska dessa risker. För många typer av förorenade områden är det dock risken för spridning som är styrande för vilka åtgärder som krävs. Detta gäller till exempel för förorenade sedimentområden och ofta även för förorenade markområden eller deponier. En riskbedömning för att ta fram det miljömässigt motiverade åtgärdsbehovet för dessa områden är en komplex problemställning som innehåller en rad frågor av riskvärderingskaraktär.

I en riskvärdering ingår att ställa de miljöeffekter ett förorenat område har i relation till andra föroreningskällor. Förorenade områden utgör en av många källor som bidrar till förorening av vår omgivning, andra källor är exempelvis industrier, avloppsreningsverk, deponier, dagvatten samt diffusa utsläpp från land och sediment. Av flera anledningar kan dessa olika källor inte direkt jämföras.

1.2 Syfte och omfattning

Detta projekt har haft som syfte att inventera och utveckla metoder för att göra ändamålsenliga riskbedömningar av alternativa åtgärder i samband med de riskvärderingar som görs inom en huvudstudie för ett efterbehandlingsprojekt.

Projektet har inriktat sig huvudsakligen på att ta fram:

- Enkla metoder för att uppskatta spridning från förorenade markområden före och efter olika typer av efterbehandlingsåtgärder.
- Metoder och kriterier för att värdera effekten av utsläpp från förorenade områden till ytvatten.

Dessa metoder ska kunna användas för att kunna prioritera mellan olika efterbehandlingsprojekt samt för att kunna välja mellan olika åtgärdsalternativ i ett enskilt projekt.

Projektet har varit indelat i två etapper där den första etappen som avrapporterades i Elert (2006) diskuterade de problemställningar som är relevanta för att uppskatta spridning av föroreningar från förorenade markområden, riskbilden, möjligheten att definiera acceptabla läckage samt metoder som används för att bedöma och värdera spridning från olika typer av källor.

För att ta fram ett underlag för en sådan jämförelse krävs god kunskap om olika föroreningskällor i Sverige. I den första etappen av projektet har en genomgång gjorts av information om olika föroreningskällor och deras karakteristika. En jämförelse med förhållandena vid några typiska förorenade områden visar att även om förorenade områden totalt sett inte dominerar utsläppet, kan dessa utgöra en väsentlig belastning både på lokal (sjöar, vattendrag) och på regional skala (större avrinningsområden). Förorenade områden har också en potential att utgöra föroreningskällor under lång tid framöver. Historiska utsläpp från förorenade områden har också lett till en sekundär förorening av mark, grundvatten och sediment i omgivningen som kan orsaka en väsentlig belastning även efter det att det primärt förorenade området har åtgärdats. Det är därför väsentligt att beakta alla typer av källor i riskbedömningen och riskvärderingen.

En utvärdering gjordes också av olika metoder för att bedöma och värdera andra typer av källor till föroreningsutsläpp. Viktiga parametrar är föroreningskällans storlek, långsiktighet och möjlighet att åtgärdas.

Fördelar och nackdelar med olika metoder som kan användas för uppskattning av spridning från förorenade områden redovisas och diskuteras. En genomgång av de tillgängliga metoderna visar att dessa ofta är komplicerade och kräver mycket detaljerade indata. Eftersom dessa data ofta saknas ger modellerna till synes detaljerade, men ofta mycket osäkra svar på när, var och i vilken omfattning utsläpp kan förväntas från ett förorenat område.

I etapp 2 har en enkel spridningsmodell tagits fram som ger svar på de mest väsentliga frågorna vid en riskbedömning och riskvärdering. Målsättningen är att modellen enkelt skall kunna anpassas till de platsspecifika förutsättningarna, tillgängliga data och de väsentliga frågor som ska besvaras. Modellen kan förfinas efterhand utan att stora ansträngningar krävs för att göra om modellen. Tanken är att resurser framförallt ska kunna användas för att ta fram bra indata och utreda olika åtgärdsalternativ.

1.3 Rapportens upplägg

Rapporten har delats in i följande delar:

I kapitel 2 görs en översiktlig genomgång av processer som styr spridning från förorenade områden samt vilka antaganden som ligger till grund för modeller som beräknar spridning.

I kapitel 3 ges en översikt över viktiga processer som kan leda till tillförsel av föroreningar till sediment samt hur föroreningar kan frigöras från sediment eller bäddas in i sediment.

Kapitel 4 ger en principiell beskrivning av beräkningsmodellens uppbyggnad och en översikt av dess huvuddelar.

I kapitel 5 diskuteras olika metoder att värdera effekten av utsläpp dels utifrån avvikelse från bakgrund och dels utifrån uppskattningar av den risk dessa halter innebär.

Kapitel 6 åskådliggör hur beräkningsmodellen kan användas för ett förorenat område genom ett beräkningsexempel för ett fiktivt objekt.

2 Spridning av föroreningar från förorenad mark

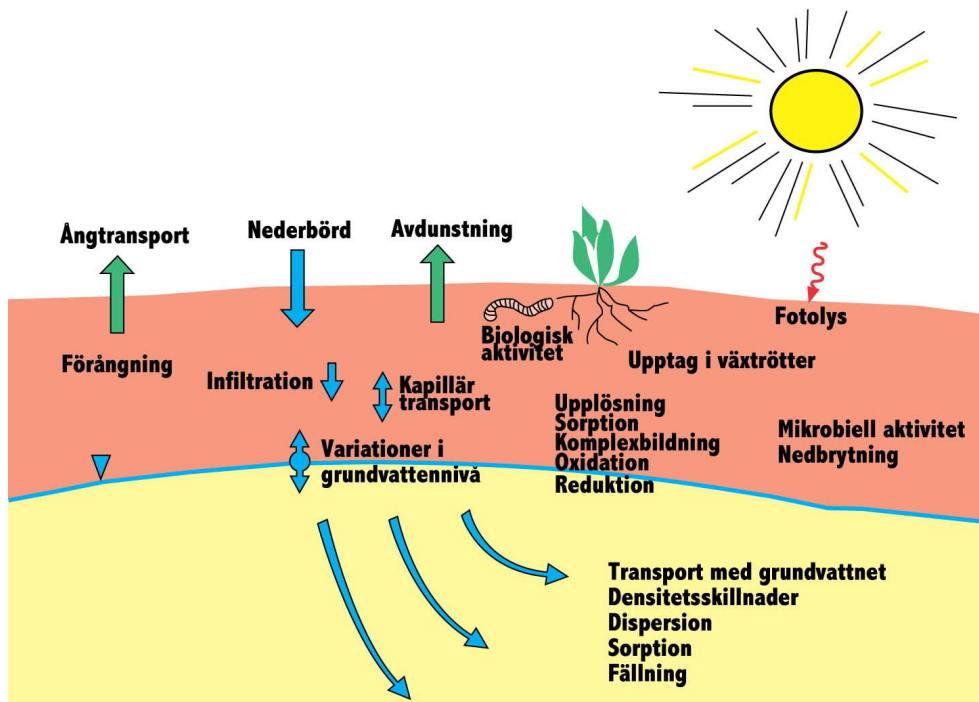
I detta kapitel görs en översiktlig genomgång av processer som styr spridning från förorenade områden samt en övergripande genomgång av antaganden som ligger till grund för modeller som beräknar spridning. Mer detaljerade beskrivningar finns i andra rapporter inom Hållbar Sanering till exempel Berggren Kleja mfl. (2006) och Gustafsson m.fl. (2007). Vidare ges en översikt av olika typer av efterbehandlingsåtgärder som syftar till att minska spridningen från ett förorenat område. Tonvikten ligger på förorenade markområden, men metodiken kan efter vissa modifierationer användas även på andra typer av förorenade områden, t.ex. deponier och sediment.

2.1 Processer

En rad kemiska, fysikaliska och biologiska processer är av betydelse för föroreningars spridning i mark (se figur 2.1). Kunskap om dessa processer är nödvändig för att kunna göra bedömningar var föroreningar kan finnas och hur de kan spridas till omgivningen.

I förorenade markområden kan stora mängder förorening finnas bunden i mark. Så länge föroreningarna är bundna i marken är den oftast nästan orörlig även om erosion med vatten och vind kan föra bort även bunden förorening. För de flesta föroreningar är därför spridning med vatten och förorening av vatten den viktigaste spridningsvägen. Undantag finns, t.ex. mycket flyktiga föroreningar som kan spridas som ångor eller organiska vätskor som kan spridas som en egen fas som inte blandar sig med grundvattnet. Denna översikt kommer dock att fokusera på spridning av föroreningar i vatten.

Frigörelsen av föroreningar som är bundna i marken sker med olika kemiska och fysikaliska processer och är mycket beroende av föroreningskällans karaktär. Processerna som styr frigörelsen från ett spill av en lösning som bundits i en mineraljord är annorlunda än de som styr frigörelse från ett fast avfall (slagg, aska eller fällning) som deponerats på marken. I de allra flesta fall saknas detaljerad kunskap om processerna som styr frigörelsen och istället försöker man experimentellt utvärdera den, t.ex. genom *lakförsök*. I dessa försök försöker man också beskriva effekten av olika kemiska parametrar, såsom pH, redox, etc. Svårigheten ligger i att extrapolera de kortsiktiga experimentella resultaten till spridningsberäkningar som täcker in de långa tidsperspektiv som är av intresse för en riskbedömning.



Figur 2.1. Översikt av processer av betydelse för spridning av föroreningar i mark.

När markvattnet och grundvatten rör sig genom jorden följer de lösta ämnen med (s.k. *advektion* eller *konvektion*). Vattnet rör sig olika fort genom markens olika porer vilket ger upphov till en s.k. *dispersion* eller spridning av de lösta ämnena. Lösta ämnen rör sig inte endast med vattnets strömning utan även genom *diffusion*. Vid diffusion styrs transporten av koncentrationsgradienter och är oberoende av vattenströmningen. De fysikaliska transportprocesserna (advektion, dispersion och diffusion) beskrivs matematiskt i *advektions-dispersionsekvationen*.

En extrem form av dispersion uppstår i mark med utpräglad struktur, d.v.s. om marken innehåller stora porer såsom sprickor, rotkanaler, maskgångar m.m. eller om det finns grus eller sandskikt i marken med mycket högre genomsläpplighet. Under vissa förhållanden (t.ex. kraftigt regn, blöt jord) kan det infiltrerande vattnet rinna mycket fort genom dessa s.k. makroporer, förbi det ”gamla” vattnet i markens mindre porer. Detta ”icke-jämvikts”-fenomen, som oftast kallas för preferentiellt flöde, medför att en del av ett löst ämne förflyttar sig betydligt snabbare genom marken än vad den skulle göra utifrån vattnets medelhastighet.

Lösta ämnen som tungmetaller samspelar också med det biologiska systemet i marken (mikrober och rötter), med varandra samt med jordpartiklarna i fysikalisk-kemiska reaktioner (t.ex. adsorption). En följd av detta är att transporten av ämnet fördröjs på grund av att de adsorberas av markpartiklarna, tas upp av växtrötter och markorganismer eller faller ut om koncentrationen av det lösta ämnet blir större än dess löslighet. Detta samspel påverkas starkt av faktorer som aciditet, redoxpotential, samt sammansättning och koncentration i markvätskan. *Fördröjningsfaktorn* eller *retardationsfaktorn* beskriver hur mycket långsammare ämnet rör sig jämfört med vattnet, på grund av adsorption, men används ofta som ett generellt sätt att

beskriva olika interaktionsprocesser mellan ämnen i lösning och det fasta materialet.

Det är inte bara lösta ämnen som transporteras med mark- och grundvatten utan även föroreningar bundna till små partiklar. Mycket små partiklar som svävar fritt i vatten kallas *kolloider*. Dessa förekommer naturligt i jordar och består vanligen av lermineral eller organiskt material. Kolloider kan också bildas vid fällning av metalloxider eller hydroxider, t.ex. när ett reducerande lakvatten från en deponi blandas med ett mer syrerikt mark- eller grundvatten. Många föroreningar har en stor benägenhet att bindas till kolloider. Eftersom kolloider kan transporteras med det strömmande vattnet kan dessa utgöra en viktig transportform för föroreningar. Detta gäller speciellt för föroreningar som har en låg löslighet i den rena vattenfasen.

Flera ämnen (både organiska föroreningar och tungmetaller) adsorberar starkt till organiskt material, vilket normalt sett kraftigt minskar deras rörlighet i mark. Organiskt material är dock i sig mer eller mindre vattenlösligt. Detta ökar lösligheten hos tungmetaller i och med att metalljoner adsorberas till löst organiskt material (s.k. *DOC*, '*dissolved organic carbon*'). Förekomsten av *DOC* i marklösningen kan därför öka föroreningars rörlighet. Hur mycket rörligheten ökar beror främst på hur starkt ämnet adsorberar till *DOC* samt rörligheten hos *DOC* i sig. *DOC* är inget homogent material, utan består av olika fraktioner, varav endast en del (mindre hydrofobiska fraktioner) är lätttrörliga.

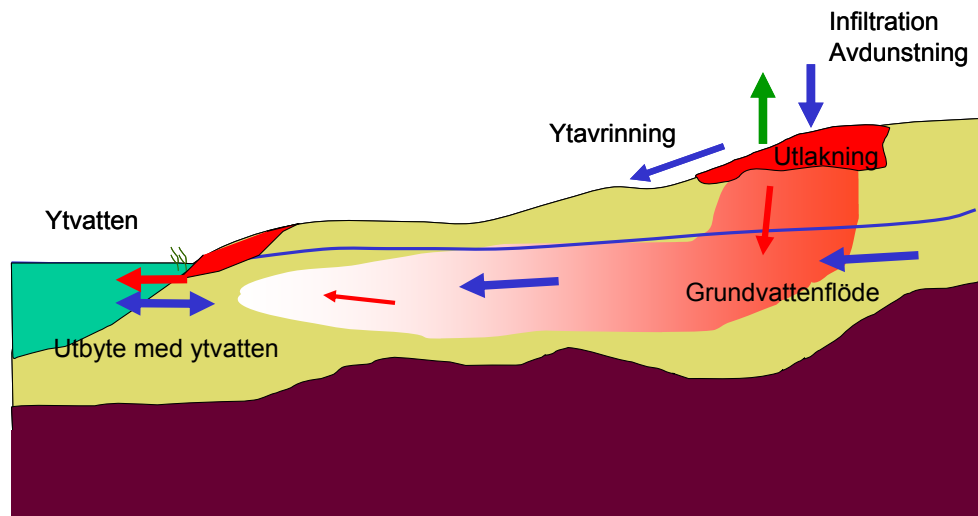
2.2 Konceptuell modell

Det är inte möjligt att inkludera alla processer som är tänkbara för transport från ett förorenat område i en rimligt enkel spridningsmodell. Därför har ett urval av processer tagits med.

I figur 2.2 visas ett tänkt förorenat område. Förorenat material (markerat rött i figuren) har dels använts som utfyllnad på land, men även som utfyllnad i strandkanten. Det förorenade materialet som lagts ut på land ligger ovanför grundvattenytan, men utläckage från materialet har efterhand resulterat i förhöjda halter i ett större område, även under grundvattenytan.

Utfyllnaden längs stranden påverkas dels av utströmmande grundvatten, men även av att nivåvariationer i ytvattnet tidvis trycker in vatten i fyllningen som där tar upp föroreningar och rinner ut igen när nivån i ytvattnet sjunker. Dessutom påverkas utfyllnaden vid strandkanten av erosion som kan ge upphov till förorenings-spridning.

Utfyllnaden på land påverkas av infiltrationen och eftersom området sluttar kan ytavrinning också leda till erosion och förorenings-spridning. Förorening som läckt från utfyllnaden på land (markerat med rosa) sprids med genomströmmande grundvatten.



Figur 2.2 Schematisk bild av föroreningsituationen vid ett förorenat område.

Ett flertal modeller finns tillgängliga som kan modellera grundvattenförhållanden, spridningsvägar och föroreningstransport i en sådan situation (Gustafsson m.fl., 2007; von Brömssen m.fl., 2006; Jonasson m.fl., 2007; Gustafsson m.fl., 2006; Gustafsson och Refsgaard, 2007). Ofta saknas dock bra metoder för att beskriva utbyte med ytvatten, ytavrinning och erosion. Många spridningsmodeller är komplexa och kräver stora mängder data och en stor arbetsinsats för att få fram resultat. Dessa modellers inneboende förmåga att ge en detaljrik bild av förorenings-spridningen är ofta god, men nödvändig kunskap saknas ofta om förhållandena i marklagren, föroreningsens lakbarhet och mobilitet i olika delar av området. Därför används här istället en enkel spridningsmodell som ger svar på de mest väsentliga frågorna för riskbedömning och riskvärdering. Målsättningen är att modellen enkelt ska kunna anpassas till de platsspecifika förutsättningarna och de väsentliga frågor som ska besvaras. Modellen kan förfinas efterhand utan att stora ansträngningar krävs för att göra om modellen. Tanken är att resurser framförallt ska kunna användas för att ta fram bra indata och utreda olika alternativ.

2.3 Förutsättningar och begränsningar

Den modell som tagits fram bygger på följande förutsättningar och antaganden, vilket medför vissa begränsningar:

1. Transport av förorening sker huvudsakligen med vatten som strömmar genom området. Transport av föroreningar i fri fas beaktas inte.
2. Transport sker av lösta föroreningar eller föroreningar bundna till organiskt material eller partiklar.
3. Utlakningen från den förorenade jorden kan beskrivas med enkla samband såsom konstant utlakning under en begränsad tid eller en exponentiellt avtagande utlakning.
4. Fastläggning av föroreningar under transporten kan beskrivas som en linjär reversibel process utan några mättnadseffekter.

5. Endast en del av den mark som transporten sker i kommer att vara tillgänglig för fastläggning. Detta beror på att transport antas ske i preferentiella flödesvägar.
6. De hydrologiska och kemiska förhållandena förutsätts vara konstanta i tiden.
7. I området kan dagvattenledningar och diken finnas som kortsluter vissa transportvägar.
8. Flöden och transport in eller ut ur berggrunden ingår inte direkt i modellen även om effekten av detta i viss utsträckning kan simuleras.

2.4 Efterbehandlingsåtgärder

En rad efterbehandlingsåtgärder kan användas för att reducera riskerna för spridning. I det fortsatta arbetet har dessa delats in i följande kategorier:

1. Metoder som syftar till att minska föroreningskällan. Detta kan ske genom urschaktning och återfyllning med behandlat material eller rent material från andra områden. Det kan även ske genom in-situ sanering av föroreningar i området.
2. Metoder som syftar till att minska föroreningskällans lakbarhet. Det kan ske genom att med kemiska metoder binda föroreningen eller minska lakbarheten.
3. Metoder som syftar till att minska vattengenomströmningen i det förorenade området. Detta kan ske genom tätskikt som minskar infiltrationen, barriärer eller avdikningar som minskar grundvattenströmningen genom området. Metoder som syftar till att stabilisera jorden ger ofta både en mindre lakbarhet och en mindre vattengenomströmning.

Även om effekterna av dessa olika åtgärder ofta är komplexa, så kan en uppskattning av deras betydelse för föroreningsläckaget göras. En viktig punkt som ofta är problematisk för riskbedömningen är hur man uppskattar dessa åtgärders beständighet.

3 Föroreningar i sediment

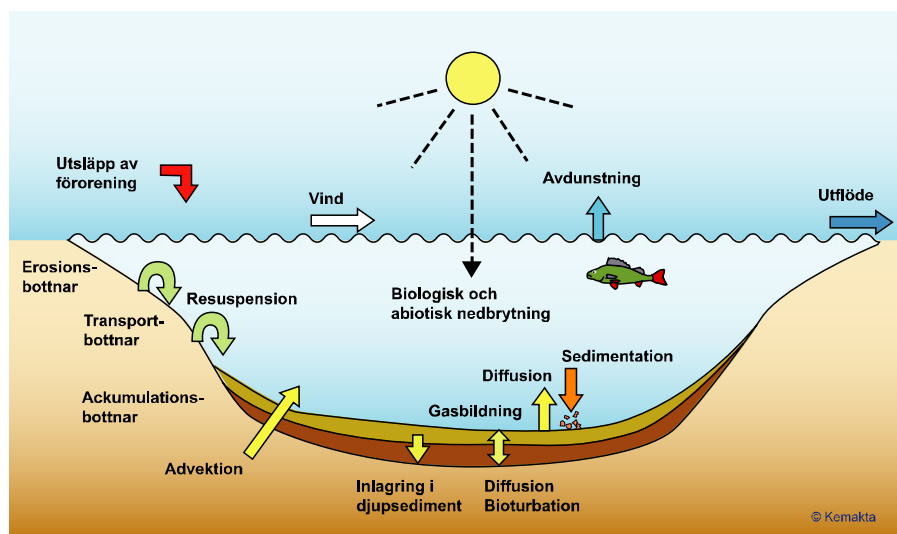
I detta kapitel ges en översikt över viktiga processer som kan leda till tillförsel av föroreningar till sediment, hur föroreningar kan frigöras från sediment eller bäddas in i sediment. Beskrivningen fokuserar på transportprocesserna och är inte ämnad att ge en komplett beskrivning av alla processer som styr föroreningars öde i ett sediment. Sediment är ofta komplicerade geokemiska miljöer där dynamiska processer spelar en stor roll, med ibland stora säsongsmässiga variationer. Ett exempel är det komplicerade system av processer som styr bildning, nedbrytning och frigörelse av metylkvicksilver i kvicksilverförorenade sediment.

Flera andra projekt inom Hållbar Sanering berör transport av föroreningar i vatten och sediment, t.ex. Skyllberg m.fl., 2006, Munthe m.fl., 2007, Sternbeck m.fl., 2007. I dessa kan en mer detaljerad beskrivning av olika processer återfinnas, framförallt för kvicksilver.

3.1 Processer

En mängd olika transportprocesser kan leda till tillförsel av förorening till sediment och frisättning av förorening från sediment. Förorening från ett markområde kan nå sedimenten antingen från punktutsläpp, diken och dräneringsledningar eller som diffusa utsläpp genom grundvattenutströmning eller urspolning av strandzoner.

Föroreningarna kan transporteras lösta eller komplexbundna i vatten, bundna till partiklar eller i ångfas. Flera transportmekanismer kan verka parallellt, såsom diffusion, transport med uppströmmande grundvatten, bioturbation, erosion av fasta partiklar samt transport på grund av gasbildning i sedimentet, se figur 3.1. När föroreningarna nått den överliggande vattenmassan kommer en vidare transport ske i vattensystemet. En del av föroreningarna kan sedimentera på nytt och ackumuleras i sedimenten. Flyktiga föreningar kan avgå till atmosfären genom förångning. De processer som bedömts vara av störst betydelse för föroreningstransporten i ett ytvatten diskuteras nedan.



Figur 3.1 Schematisk beskrivning av olika transportprocesser i ett sjösediment.

Sedimentation – Många föroreningar har en stark benägenhet att bindas till partikulärt material i vattnet. När dessa partiklar sjunker ned mot botten - sedimenterar – för de även med sig föroreningar till sedimenten. Sedimentationshastigheten beror bl.a. av näringsstatus i sjön och är högre under vår/sommar då bioproduktionen är hög.

Resuspension innebär frisättning och transport av sediment och adsorberade ämnen. Resuspensionen beror av strömningshastighet, partikelstorlek, partikeldensitet och sedimentens vatteninnehåll. Speciellt i strandzoner kan erosion på grund av vågor och kraftiga strömmar vara viktig. Resuspensionen kan också påverkas av mänskliga aktiviteter såsom båttrafik, bad, m.m. som i vissa fall kan ha större betydelse än naturlig resuspension.

Om sedimentationen är mycket större än resuspensionen – ackumulationsbottnar – kommer en påbyggnad av sedimenten att ske. I fallet att sedimenterade materialet har lågt föroreningsinnehåll kommer med tiden de förorenade sedimenten att inlagras i djupsediment. Sedimentation av förorenat material motverkar minskningen av utsläppstakten.

Diffusion orsakas av molekylernas värmerörelse som ger upphov till att förorening sprids från områden med hög koncentration till områden med låg koncentration. Storleken på föroreningstransporten beror av koncentrationsgradienten, diffusiviteten och ytan som diffusionen sker över. Eftersom ytan ofta är stor kan diffusion vara en betydelsefull transportmekanism. Diffusiviteten påverkas av det diffunderande ämnets storlek och laddning, sedimentets porositet, porstruktur och graden av vattenmättnad av porerna. I porösa sediment är diffusiviteten vanligen bara något mindre än i den fria vattenfasen.

Diffusion från ett sediment ut i vattenmassan kan delas in i två steg, intern och extern diffusion. Den interna diffusionen sker i sedimentets porvatten medan den externa diffusionen sker genom vattenskiktet precis ovanför sedimentytan till den överliggande vattenmassan. Den interna diffusionen i sedimentets porvatten påverkas av sedimentets sorptionsegenskaper. För ämnen som fastläggs kraftigt förändras koncentrationsgradienten mycket lite med tiden. Detta gör att utsläpp genom diffusion ofta bara berör det allra översta skiktet av sedimentet. Den externa diffusionen beror av koncentrationsgradienten i ett vattenskikt med låg vattenhastighet precis ovanför sedimentytan. Storleken på den externa diffusionen påverkas av vattenströmmarna i sjön, längden på sträckan som vattnet flödar över och diffusiviteten av ämnet i vatten.

Utsläppet genom diffusion från ett homogent förorenat sediment till den överliggande vattenmassan är initialt högt, men kommer under ostörda förhållanden att avta med tiden. Utsläppstakten är omvänt proportionell mot roten av tiden, vilket innebär att utsläppstakten efter 100 år är en tiondel av den som råder efter 1 år. Föroreningens fördelning i djupled är viktig för utsläppstakten, speciellt den första tiden. Om koncentrationen initialt är förhöjd högst upp i sedimentet kan högre utsläpp förväntas under den första tiden. Diffusion i sedimenten leder också till en utjämnning av koncentrationsprofilen och kan medföra att förorening transporteras ned i sedimentet.

Bioturbation är omblandning och transport av sediment till följd av biologisk aktivitet. Processen orsakas av olika bottenlevande organismer.

Advektion – innebär transport med strömmande vatten. Sjöar och vattendrag utgör i många fall utströmningsområden och föroreningar kan komma till sedimenten genom att förorenat grundvatten strömmar i sjöbotten. Måktiga lager av täta sediment försvårar ett direkt utflöde och utströmningen är därför vanligen lokaliserad till delar av en sjö ofta i anslutning till strandnära områden. Uppåtströmmande vatten genom förorenade sediment kan vara en process som transporterar ut förorening från sedimenten in i vattenmassan. Under särskilda förhållanden kan vatten strömma nedåt genom sedimenten och på så sätt förorena grundvatten.

I rinnande vattendrag kan ett advektivt utbyte ske mellan det strömmande vattnet och sedimenten på grund av tryckskillnader som skapas när vatten strömmar över ojämnheter i botten. Det växelvisa in- och utflöde detta orsakar kan väsentligt fördröja transporten av ämnen som fastläggs i sedimenten.

Gasbildning - Nedbrytning av organiskt material i bottensediment kan leda till gasbildning, framförallt metan, koldioxid och vätesulfid. Vid hög gasbildning bildas bubblor i sedimentet som stiger mot vattenytan. Bubbelbildning kan påverka utsläppet av föroreningar på flera sätt:

- Ångfastransport: Flyktiga föroreningar ansamlas i de bildade gasbubblorna och följer med när dessa passerar sedimentet. När bubblorna stiger genom vattenmassan kan föroreningen överföras till vattenfasen eller frigöras till atmosfären när bubblorna når vattenytan. Av metallerna berörs endast kvicksilver av denna process.
- Medryckning: Stigande bubblor kan röra om i sedimenten och ”dra med sig” sedimentpartiklar och vatten från sedimentet som innehåller föroreningar.
- Sjökbildning: Om stora gasfickor bildas i sedimentet kan stycken av sediment ryckas loss från botten och flyta upp till vattenytan. Dessa sönderdelas efter en tid och sjunker då åter mot botten. Detta är speciellt vanligt för fibersediment.

De två senare processerna berör samtliga föroreningar i löst och partikulär form. Gasbildningen är temperaturberoende och kan variera avsevärt under året, med en högsta förväntad gasbildning under sensommaren.

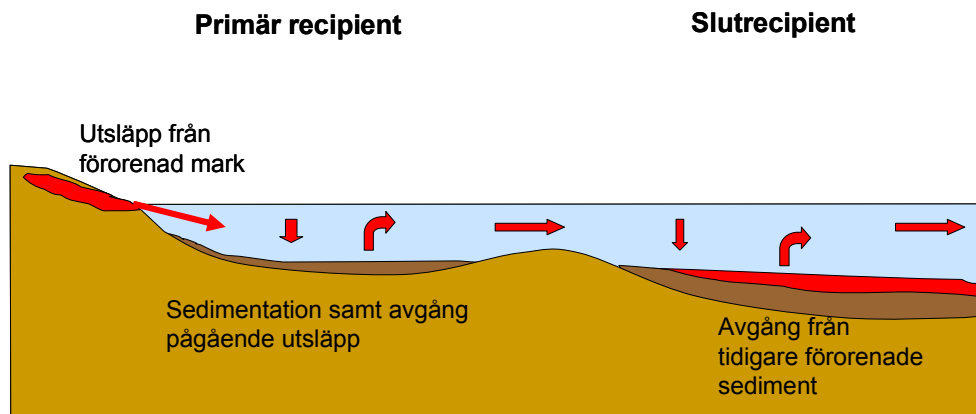
Utsläpp till luften kan också ske direkt från vattenmassan genom avdunstning av organiska ämnen och kvicksilver. För kvicksilver sker frisättning till atmosfären i första hand av elementärt kvicksilver (Hg^0) och metylkvicksilver.

3.2 Konceptuell modell

De aktiviteter som lett till markföroreningen har vanligen inneburit att föroreningar mer eller mindre direkt släppts ut i ett ytvatten. Sediment som finns vid förorenade områden innehåller därför ofta höga halter av föroreningar. Beroende på föroreningsens historik och sedimentförhållanden kan olika situationer råda:

- Sedimenten är en källa till förorening till omgivningen som tillsammans med pågående utsläpp från markområden påverkar vattensystemet.
- Sedimenten är en sänka för föroreningar och pågående utsläpp från markområdet bidrar till att öka halterna i sedimenten vilket kan påverka det biologiska livet i sedimenten.

För att göra en prognos för hur förhållandena i ett sediment kan utvecklas i framtiden är det därför viktigt att ta hänsyn till tidigare, pågående och framtida utsläpp från markområden samt sedimentens karaktär. I figur 3.2 ges en schematisk beskrivning av situationen kring ett förorenat område. I området finns en primär recipient som belastas av ett förorenat markområde. Förorening som läcker ut från området kan sedimentera, men även frigöras genom diffusion, advektion och resuspension. Föroreningen transporteras vidare till en slutrecipient som är hårt belastad av tidigare utsläpp. Sedimenten där kan antingen vara en källa eller en sänka för förorening beroende på sedimentationsförhållanden.



Figur 3.2 Schematisk bild av föroreningssituation i en recipient till ett förorenat markområde.

3.3 Modellförutsättningar

Den modell som används för att beskriva transport i ytvatten och sediment beskriver den tidsberoende utvecklingen av halter och mängder i olika delar av recipientsystemet. För att kunna göra en praktisk användbar modell krävs viss förenkling enligt följande:

- Föroreningstransporten mellan de olika delvolymerna i systemet beskrivs av överföringsfaktorer, där transporten per tidsenhet beräknas som överföringsfaktorn multiplicerat med föroreningsinnehåll i källvolymen. Överföringsfaktorns storlek beräknas utgående från de transportprocesser som är aktiva i överföringen mellan delvolymerna.
- Ingen hänsyn tas till eventuella haltskillnader inom delvolymerna, dvs. de antas vara helt omblandade.
- Fysikalisk-kemiska och hydrologiska förhållanden antas vara konstanta i tiden.

3.4 Efterbehandlingsåtgärder

En rad efterbehandlingsåtgärder kan användas för att reducera riskerna för spridning från förorenade sediment. I det fortsatta arbetet har dessa delats in i följande kategorier:

1. Metoder som syftar till att minska föroreningskällan. Detta kan ske genom muddring eller urgrävning av förorenade sediment.
2. Metoder som syftar till att minska kontakten med det förorenade sedimentet. Detta kan ske genom täckning med naturliga eller konstgjorda material. En täckning minskar framförallt risken för resuspension och erosion samt möjligheten för bottenlevande organismer att komma i kontakt med förorenade sediment. En täckning kan också kraftigt reducera utsläpp av föroreningar via diffusion. Pålagring av nya sediment med mindre föroreningsgrad ger också en långsiktig effekt, där föroreningen blir alltmer inbäddad i sedimentet.
3. Metoder som syftar till att minska föroreningskällans lakbarhet genom stabilisering. Det kan ske genom att med kemiska metoder binda föroreningen och därmed minska lakbarhet och erosionsbenägenhet.

Även om effekterna av dessa olika åtgärder ofta är komplexa, så kan en uppskattning av deras betydelse för föroreningsläckaget göras. En viktig punkt som ofta är problematisk för riskbedömningen är hur man uppskattar dessa åtgärders beständighet.

4 Beskrivning av beräkningsmodell

4.1 Inledning

En Excelbaserad modell för att beräkna spridningen har ställts upp baserat på principen att utläckaget från ett delområde kan relateras till mängden förorening i ett delområde och hur mycket vatten som strömmar genom delområdet. I detta kapitel görs en principiell beskrivning av modellens uppbyggnad och en översikt av dess huvuddelar. I kapitel 6 ges ett enkelt exempel på hur den kan användas. En mer matematisk beskrivning av huvuddelen av modellen ges i bilagorna 1-4.

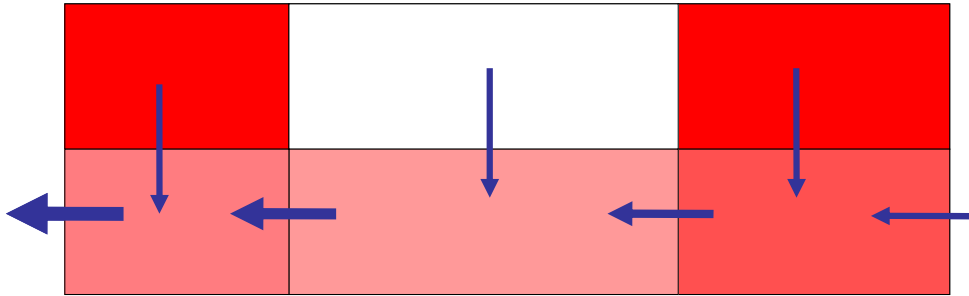
4.2 Modellens principiella uppbyggnad

4.2.1 Förorenade markområden

Modellen för förorenad mark har följande principiella uppbyggnad:

- Det förorenade området delas in i delområden med vad som kan antas vara homogena förhållanden vad gäller föroreningssituation och hydrogeologi.
- Den totala föroreningsmängden bestäms utifrån medelhalter och delområdets storlek (jordens massa).
- Halten av rörliga föroreningar inom ett delområde beräknas med en källtermsmodell. Valet av modell kan anpassas till typ av förorening samt tillgängliga data. I den enklaste formen kan halten rörliga föroreningar relateras till totalhalten i jorden (K_d -modellen) med eller utan antagande om minskade föroreningsmängder. Halten rörliga föroreningar kan även tas fram från utvärdering av lakförsök (TAC-modellen) med olika antaganden om hur den lakbara halten förhåller sig till totalhalten samt hur halten i lakvätskan förändras med tiden.
- Vattenflödena genom delområdena beräknas med enkla metoder utifrån infiltrerande nederbörd, grundvattenflöden eller på grund av vattenutbyte med en sjö eller ett vattendrag.
- Frigörelsen av föroreningar antas vara proportionell mot totala vattenflöden genom delområdet och oberoende av föroreningshalten i det vatten som passerar in i området. Till exempel vatten som fått höga halter efter att ha strömmat genom ett kraftigt förorenat område kan fortsätta att ta upp föroreningar när det strömmar genom ett område med lägre föroreningsgrad.
- Transport från delområdena till olika recipienter beräknas med modeller med olika grad av komplexitet, från modeller som inte beaktar att fastläggning sker av föroreningar och som därmed inte kan ge ackumulationseffekter eller fördröjningseffekter, till modeller som tar hänsyn till att fastläggning kan ske i delar av det fasta materialet i grundvattenmagasinet.

I detta exempel har det förorenade området delats in i sex delområden, se figur 4.1. Dessa områden beskrivs som lådor, men kan även representera områden med en mer oregelbunden form.



Figur 4.1 Schematisk beskrivning av förorenade områden och spridningsvägar.

För varje delområde (låda) ingår en:

- En beskrivning av **totalt föroreningsinnehåll** i delområden som baserar sig på resultat från provtagning som är tillräckligt detaljerad för att man skall kunna bedöma medelhalter i olika delområden.
- **Källtermsmodell** som beskriver mängden förorening som finns i området, hur föroreningen utlakas och hur den transporteras från "lådan". I den enklaste versionen beräknas källtermen från total föroreningsmängd, totalt vattenflöde genom "lådan" och föroreningens lakbarhet, t.ex. ett K_d -värde, men även mer avancerade metoder kan användas som bygger på utvärdering av lakförsök. Resultat från lakförsök bör dock användas med försiktighet eftersom de sker under förhållanden som inte direkt motsvarar de som råder i en fältsituation. Speciellt bör de tidsförlopp som tas fram genom lakning vid olika vätske-fastfaskvoter hanteras med försiktighet eftersom dessa tenderar att överskatta hur snabbt utlakningen avtar. Detta kan ha en stor effekt på tidsförloppet för transporten och det maximala utsläpp som kan erhållas. En mer genomgripande diskussion om detta finns i Berggren Kleja m.fl. (2006), Gustafsson m.fl. (2007), Fanger m.fl. (2005) samt Elert m.fl. (2008).
- **Vattenflöden i delområden** som baserar sig på enkla hydrogeologiska uppskattningar eller separat hydrogeologisk modellering om de nödvändiga indata finns.
- **Transportmodell** som beskriver hur föroreningen transporteras från lådan till recipienten. Den enklaste varianten är att anta att utläckage från en "låda" förr eller senare kommer att nå recipienten och att en summering av utläckaget från de olika "lådorna" därför kan göras. En mer avancerad variant är att beräkna transporttiden från olika "lådor" via en eller flera transportvägar, t.ex. med advektions-dispersionsmodellen. I de fall

processerna är linjära, t.ex. jämviktssorption, kan uttransporten via de olika transportvägarna adderas till ett totalt utsläpp.

Uppdelningen av områden i olika ”lådor” baserar sig på den kunskap som finns om föroreningens utbredning och vattenströmning i olika områden. De indata som krävs för en sådan modell består av:

- Delområdets dimensioner (yta, djup)
- Jordens densitet
- Medelhalt av förorening i området
- De hydrogeologiska egenskaperna (hydraulisk konduktivitet, porositet, gradienter, m.m.)

För att modellera transport av förorening till recipienten krävs även data om transportvägar (längd, transporttider, dispersion) samt data rörande föroreningarnas fastläggning längs transportvägen (K_d -värden, av jorden tillgänglig andel för sorption, m.m.).

Med den enkla modell som tagits fram kan även olika behandlingsåtgärder simuleras. En urschaktning kan simuleras genom att reducera det totala innehållet av förorening i en ”låda”. Olika former av barriärer och tätskikt kan simuleras genom att förändra vattenflöden genom ”lådorna”. Även olika typer av stabiliserande åtgärder kan simuleras genom att förändra föroreningarnas lakbarhet.

Det föreslagna verktyget är dock inte ett fullständigt prognosinstrument och de förenklingar som görs bygger på antaganden, t.ex. att inga andra transportprocesser än de beaktade är väsentliga. Exempel på transportprocesser som inte beaktas i den aktuella modellen är erosion och damning. Det är därför viktigt att kontrollera att andra processer inte kan leda till ökade utsläpp, speciellt gäller detta när de behandlingsmetoder som skall simuleras kan ändra de grundläggande förutsättningarna på platsen.

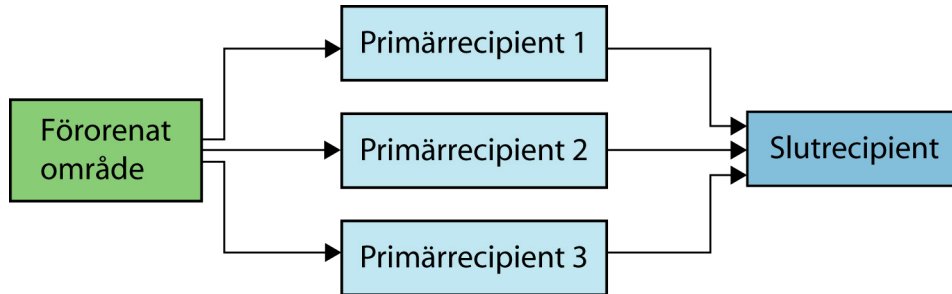
4.2.2 Förorenade sediment

En enkel *recipientmodell* har tagits fram som beräknar halter och mängder i vattenmassa och i sediment. Det förorenade området belastar de primära recipienterna, vilka i sin tur belastar slutrecipienten, se figur 4.2.

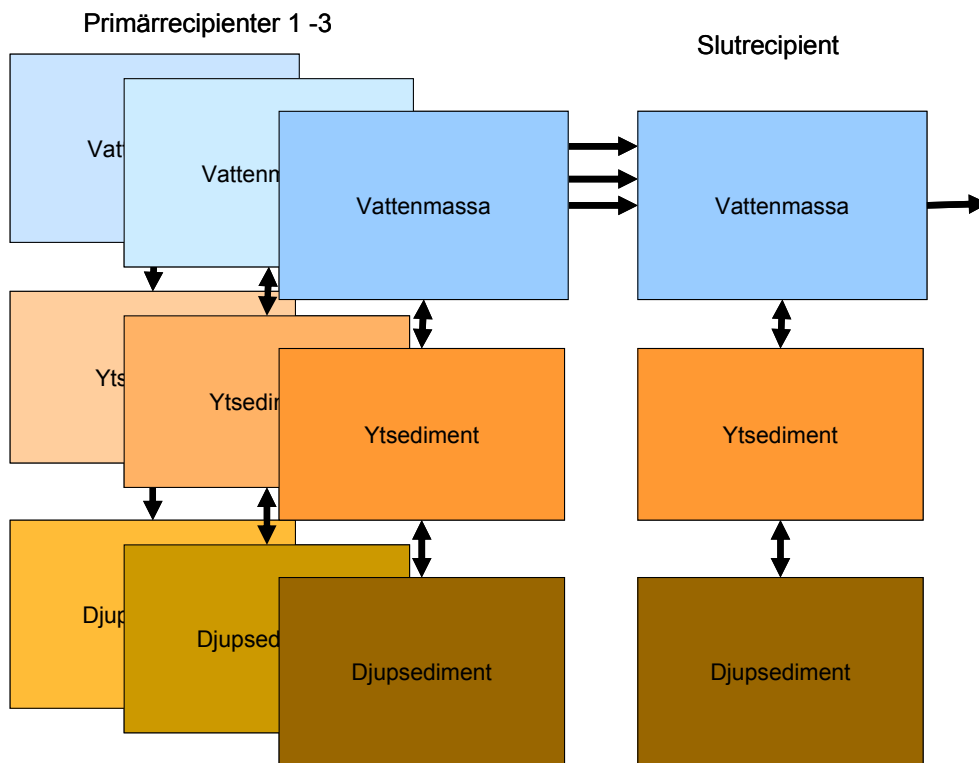
Det system som skall beskrivas delas in i tre primärrecipienter samt en slutrecipient. Recipienterna kan vara ett vattendrag, en sjö eller en del av en sjö. Varje recipient delas in i tre delvolym: vattenmassa, ytsediment och djupsediment. Systemet innehåller därmed totalt 12 delvolym, se figur 4.3. Utsläppet från det förorenade markområdet är tidsberoende och kan komma ut i vattenmassan i alla de tre primärrecipienterna.

Transporten mellan olika delvolym genom sedimentation, resuspension, diffusion och advektion mellan olika delvolym beskrivs med överföringsfaktorer, se bilaga 4. Transporten per tidsenhet mellan två delvolym beräknas som överföringsfaktorn multiplicerat med föroreningsinnehållet i källvolymen. Systemet kan

därigenom beskrivas med ett system av ordinära differentialekvationer som löses numeriskt.

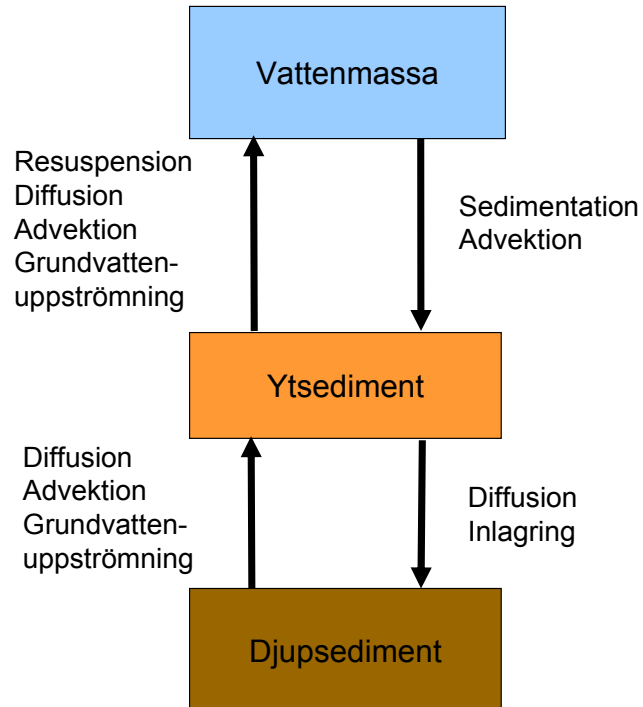


Figur 4.2 Belastning av primärrecipienter och slutrecipient från förorenat område.



Figur 4.3 Struktur för modell för ytvatten och sediment.

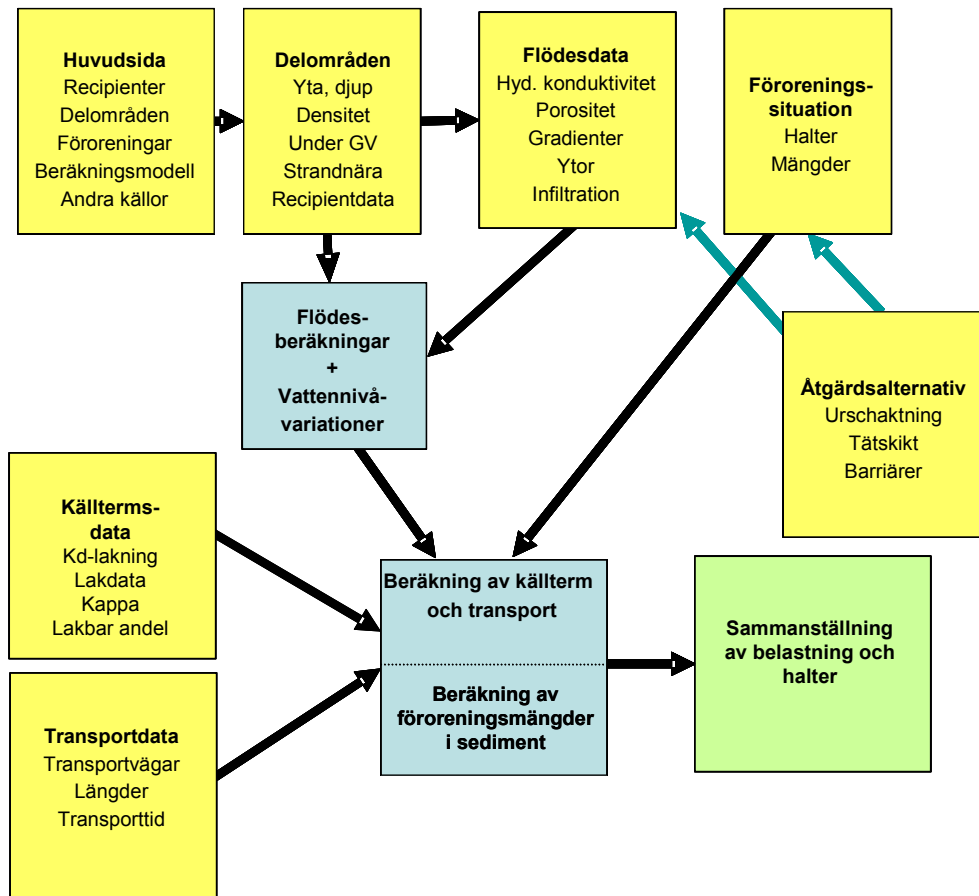
Figur 4.4 tydliggör de olika processerna som modellen tar hänsyn till vid föroreningstransport till och från vattenmassan, ytsedimentet och djupsedimentet.



Figur 4.4 Processer som tas hänsyn till i sedimentmodell

4.3 Översikt av modellens struktur

Modellens struktur visas i figur 4.5. I den redovisas delar där indata ges och bearbetas (gula lådor), delar där beräkningar görs (blå lådor) och delar där utdata sammanställs och presenteras (gröna lådor).



Figur 4.5 Schematisk beskrivning av förorenade områden och spridningsvägar.

Inmatning av indata till modellen sker i nio stycken kalkylblad (gula flikar). De celler som används för att mata in data är markerade i vitt. Övriga celler är markerade i gult och får *inte* ändras. Dessa celler innehåller antingen formler, text, modellparametrar eller refererar till andra celler.

Två kalkylblad är markerade med blå flikar och är beräkningsblad. Ytterligare sex kalkylblad är markerade med gröna flikar och är resultatblad. Två kalkylblad behandlar efterbehandlingsåtgärder och är markerade med rödgula flikar.

4.4 Scenario

4.4.1 Beräkningsscenario

I den vänstra halvan av kalkylbladet Huvudsida anges data för det specifika scenario som användaren önskar studera. Dessa data omfattar uppgifter om recipienter, delområden och vilken recipient som respektive delområde står i kontakt med samt föroreningar som är aktuella för de studerade delområdena. Modellen kan använda sig av tre primära recipienter som sedan strömmar samman i en slutlig recipient.

Den högra halvan omfattar val av förorening för simulering och beräkningsmodell för källtermen samt möjlighet att uppgge eventuella övriga källor som bidrar till förorening av recipienterna.

Användaren väljer mellan tre olika beräkningsmodeller: TAC-modell, K_d -modell med konstant lakhastighet samt K_d -modell med avtagande lakhastighet, se avsnitt 4.6.

4.4.2 Områden

I bladet **Områden** specificeras data som beskriver förorenade delområden och recipienter. Data för inmatning i kalkylbladets övre halva är delområdets yta och djup, markens densitet samt om delområdet ligger över respektive under grundvattennivån. Dessa data används för att beräkna föroreningsmängder i kalkylbladet **Förorening** och vattenflöden (infiltrerad nederbörd och grundvattenflöden) i bladet **Flöden**. Vidare anger användaren om delområdet ligger strandnära (mindre än ca 100 m) eller inte. Om delområdet ligger strandnära ska även avståndet från strandlinje uppges. Denna information används i bladet **Flöden** för att beräkna vattenflödet som orsakas av variationer i vattennivån vid ett strandnära delområde.

I nedre halva av bladet **Områden** definieras också de parametrar som krävs för att beräkna föroreningshalter i de olika recipienternas ytvatten och sediment. Dessa data används för att beräkna recipienternas ytor och volymer samt överföringskoefficienter, vilka i sin tur används i kalkylbladet **Sediment** för beräkning av föroreningsmängder i recipienternas ytvatten, ytsediment och djupsediment. Användaren anger här respektive recipients längd, bredd och djup samt vattenflöde. För beräkning av de i modellen aktuella överföringskoefficienterna mellan ytvatten och sediment krävs fyra olika överföringshastigheter som beskriver sedimentation, resuspension och advektion i sediment samt advektion på grund av grundvattenströmning. För varje recipient anges även halten suspenderat material och en fördelningskoefficient för suspenderat material (K_d -susp) respektive sediment (K_B) samt en diffusionskoefficient. Dessutom beskrivs sedimenten genom torrdensitet (kvoten av materialets fasta massa och provets volym vid aktuell vattenkvot) och porositet, vilka beräknas utifrån torrsubstans, glödförlust och densiteten för oorganiskt material i sedimentet. I samma tabell anges även mäktigheten av yt- respektive djupsediment. Notera att spridningsberäkningen till recipienterna först genomförs efter aktiv knapptryckning av användaren i kalkylbladet **Sediment** och kan således betraktas som en fristående modul.

4.4.3 Förorening

I kalkylbladet **Förorening** ska användaren ange medelhalter av analyserade föroreningar för respektive delområde och recipient. På sidans övre halva beräknas föroreningsmängder per delområde och den totala föroreningsmängden utifrån de angivna medelhalterna och delområdets storlek. På sidans nedre halva beräknas föroreningsmängder i recipienternas ytvatten, ytsediment och djupsediment utifrån angivna medelhalter.

4.5 Vattenflöden

Vatten kan komma i kontakt med förorenade massor inom ett delområde på grund av infiltration på delområdet eller genom grundvatten som kommer från infiltrationsområden uppströms. Vattenflöden i området kan även uppstå om vatten trycks in och ut ur marken på grund av vattenståndsvariationer i närliggande ytvatten.

4.5.1 Flöden

I bladet Flöden specificeras data som beskriver vattenflödet i respektive delområde. Användaren måste ange data för beräkning av infiltrerad nederbörd och grundvattenflöde samt vattenflöde till följd av vattennivåvariationer vid strandnära delområden. De data som ska specificeras är:

- Hydraulisk konduktivitet.
- Dränerbar porositet.
- Grundvattengradient.
- Flödesbredd.
- Avrinningsområdets yta och infiltration. Används för att beräkna det tillgängliga vattenflödet från avrinningsområdet uppströms det förorenade området.
- Infiltration.
- Variationer i vattenstånd vid strandnära delområden, anges med period och amplitud samt den specifika vattenvolym som tillförs då grundvattenytan höjs en meter (se vidare under Vattenutbyte med ytvatten).

Om användaren i kalkylbladet Områden har angett att delområdet ligger strandnära, ska även markens dränerbara porositet anges. Den dränerbara porositeten anger kvoten mellan den del av por- eller sprickutrymmet i en jord- eller bergart som kan dräneras när grundvattenytan avsänks och den totala volymen.

Infiltrationen anges som nettoinfiltration, dvs. skillnaden mellan nederbörds- mängd och summan av ytavrinning, avdunstning och vattenupptag i växter.

Utifrån de givna data beräknas infiltrationsflöde, grundvattenflöde och eventuellt vattenflöde som följd av vattennivåvariationer vid strandnära delområden. Dessa flöden beräknas under rubriken Beräkning av flöden före åtgärd. På nedre halvan av kalkylbladet beräknas även vattenflöden efter vald åtgärd samt totalflöden till recipient.

4.5.2 Vattenutbyte med ytvatten

Mängden vatten som kan tränga in på grund av vattenståndsvariationer beror av amplitud och frekvens på vattennivåvariationerna samt markens genomsläpplighet (hydrauliska konduktivitet). Dygnsvariationer dämpas och påverkar endast vattnet några meter in från strandlinjen, medan variationer på månadsbasis kan tränga in och påverka vattennivån några tiotal meter från strandlinjen. Ju mer genomsläpplig marken är desto längre in från strandlinjen sker påverkan.

Kalkylbladet **Vattennivåvariation** är ett beräkningsblad som är dolt och beräknar vattenutbytet, dvs. vilka vattenvolymer som transporteras ut och in från närliggande ytvatten genom att beskriva hur variationer i vattenståndet sprider sig in i ett strandnära delområde. En årscykel av variationen i vattenståndet simuleras genom att anta dygnsvariationer med en amplitud på 0,05 meter, veckovariationer med en amplitud på 0,1 meter och tvåmånadersvariationer med en amplitud på 0,2 meter samt 8-månadersvariationer med en amplitud på 0,4 meter. De ekvationer som används för beräkningarna redovisas i bilaga 3.

4.6 Källterm

4.6.1 Källtermsdata

I kalkylbladet **Källtermsdata** ges de indata som krävs för att bestämma utlakningen från den förorenade jorden.

Om användaren valt K_d -modellen används K_d -värden för lakning. Väljs en konstant utlakning beräknas en laktid ut innan all förorening lakas ut. Om en exponentiellt avtagande utlakning väljs så minskar utlakningen med tiden allteftersom föroreningen lakats ut.

Det tredje alternativet är att basera utlakningen direkt på resultat från laktester. I detta fall antas halten i lakvätskan, C , minska enligt:

$$C = C_0 \exp(-\kappa L / S)$$

där C_0 är den initiala halten av förorening i lakvätskan, Kappa (κ) är ett mått på hur snabbt utlakningen avtar och L/S är vätske-fasfasförhållandet vid lakningen.

I detta fall behöver inte all förorening vara lakbar utan det antas att endast en del av fastfashalten kan lakas ut.

För uppskattning av initial halt i lakvattnet finns två möjligheter:

1. Initial halt i lakvatten (C_0) bestäms från halten i lakvätskan vid $L/S = 0,1$ som uppmätts i lakförsöken. Halten i lakvätskan antas sedan avta exponentiellt utifrån värdet på Kappa. I detta fall beror utlakningen inte alls av fastfashalten i massorna på området. Den utlakbara mängden, M (mg/kg) ges i detta fall av:

$$M = \frac{C_0}{\kappa}$$

2. Initial halt i lakvattnet beräknas utgående från totalhalt i massorna, andel utlakad och Kappa. I detta fall beror utlakningen på totalhalten i massorna och den utlakbara mängden bestäms av:

$$M = M_{tot} f_{lakbar}$$

där f_{lakbar} är andelen utlakad förorening efter oändlig tid. Vidare bestäms den initiala halten i lakvätskan av:

$$C_0 = M\kappa$$

Användaren anger överst på bladet om lakbarhet utvärderas från lakdata eller om eluathalt ska beräknas från fastfashalt. Vid valet av TAC-modellen utförs utvärderingen av lakteter i kalkylbladen **Lakdata**, **Skaktest** och **Perkolationstest**.

De källtermsdata som anges används sedan i bladet **Källa transport** för att beräkna källtermen som funktion av tiden, se bilaga 1.

4.6.2 Lakdata

I kalkylbladet **Lakdata** införs resultat från genomförda lakteter. Separata tabeller finns för utvärdering av skaktester och utvärdering av perkolationstester. Utvärdering av de genomförda lakteterna sker i bladen **Skaktest** respektive **Perkolationstest**. För skaktester gäller att försöken skall vara utvärderade vid både $L/S=2$ och $L/S=10$. Perkolationstester kan utvärderas för upp till 7 olika L/S -tal. Observera att samma L/S -tal måste användas för samtliga tester. För att utvärderingen skall fungera väl bör data för både halt i lakvätska samt ackumulerad utlakad mängd anges för varje L/S -tal.

4.6.3 Utvärdering av lakförsök

Utvärderingen av lakförsöken sker genom kurvanpassning till inmatade lakdata. Utvärderingen är delvis olika beroende på om skaktester eller perkolationstester ska utvärderas. Därför används två olika kalkylblad.

I ett första skede väljs den test som skall utvärderas från rullgardinsmeny överst på bladet. Programmet gör då en initial utvärdering av lakparametrarna (C_0 , Kappa och utlakbar andel). Kappa uppskattas med två metoder, dels utifrån utlakad mängd vid $L/S=2$ respektive $L/S=10$ och dels utifrån en linjär regression av halterna i lakvätskan.

Användaren har sedan möjlighet att anpassa parametrarna C_0 och Kappa för att få överensstämmelse med lakdata. Vid anpassningen gäller framförallt att få en god anpassning av den del av kurvorna som gäller vid höga L/S -tal, eftersom den ofta har störst betydelse för utlakad mängd. Speciell uppmärksamhet bör riktas på att inte underskatta den lakbara andelen. Vid osäkerheter i utvärderingen bör olika alternativ prövas.

Det finns ingen automatisk koppling till de övriga kalkylbladen som rör lakning utan användaren får utifrån de utvärderade resultaten manuellt mata in lakparametrar för de olika ämnena i bladet **Källtermsdata**.

4.7 Effekt av åtgärder

4.7.1 Åtgärder

I kalkylbladet **Åtgärder** anges de åtgärder som användaren önskar utföra på respektive delområde. Möjliga åtgärdsalternativ i modellen är urschaktning av hela delområden och återfyllning av ersättningsmassor med känd medelhalt; övertäckning för att reducera infiltrationen till ett visst delområde; barriären för att reducera vattengenomströmningen i delområdet.

För de olika åtgärdsalternativen skall följande uppgifter anges för respektive delområde:

- vid utgrävning anges medelhalten i ersättningsmassorna för de studerade föroreningarna
- vid övertäckning anges infiltrationen efter övertäckning genom tätskiktet för beräkning av infiltrationsflödet efter åtgärd
- vid installation av en barriär anges erhållen flödesreduktion som andel av grundvattenflödet i procent

4.7.2 Efter åtgärd

Baserat på de åtgärder som angivits i kalkylbladet *Åtgärder* beräknas i bladet *Efter åtgärd* medelhalter, mängder och summerade mängder samt erhållen föroreningssreduktion efter åtgärd.

4.8 Transport

4.8.1 Transportdata

I kalkylbladet *Transportdata* anger användaren data som beskriver transporten av förorening i marken från delområdet till recipienten. Modellen erbjuder möjligheten att dela upp flödet på två olika transportvägar för de fall då ett delområde visar på alternativa flödesvägar till samma recipient. Notera att recipienten alltid är densamma för ett och samma delområde oavsett antal transportvägar.

De data som ska specificeras är:

- Flödesfördelning, dvs. hur stor andel av det totala flödet som transporteras med väg 1 respektive väg 2.
- Avstånd till recipient.
- Peclets tal (styr hur mycket en föroreningsspul sprids ut i transportriktningen).
- Flödesporositet, se Gustafsson m.fl., (2007).
- f_{sorp} , den andel av jordvolymen som är tillgänglig för sorption och används för att beräkna fördröjningsfaktorn, se Gustafsson m.fl, (2007)
- K_d -värden för sorption.

4.8.2 Källa-transport

Källa-transport är ett beräkningsblad som beräknar transporten av föroreningen längs en transportväg och som beskrivs med advektions-dispersionsekvationen. Överst på bladet redovisas de transportparametrar och de källtermsparametrar som används för transportberäkningen. De formler som används redovisas i bilaga 2. Längre ned redovisas i tabellform de beräknade utsläppen för respektive transportväg och delområde som en funktion av tiden.

4.9 Belastning och halter

Belastningen från de förorenade delområdena presenteras i tre kalkylblad: *Belastning*, *Maxutsläpp* och *Graf-Utsläpp per delområde*.

4.9.1 Belastning

Resultatbladet **Belastning** presenterar det årliga utsläppet till respektive recipient och ett summerat totalutsläpp samt ett ackumulerat utsläpp över den simulerade spridningsperioden.

4.9.2 Halter i ytvatten och sediment

I kalkylbladen **Halter ytvatten** och **Halter sediment** redovisas uppskattade föroreningshalter i ytvatten, ytsediment och djupsediment i de primära recipienter som berörs av utsläppet. Halterna beräknas utifrån mängder som beräknats på beräkningsbladet **Sediment** (se **Halter och mängder i ytvatten och sediment**). Vidare presenteras halten i en slutlig recipient som har de primära recipienterna som tillflöden. Mängden förorening som sprids till recipienternas ytvatten, ytsediment och djupsediment redovisas även grafiskt i bladet **Graf-Sediment**.

4.9.3 Maxutsläpp

Maxutsläpp är ett resultatblad som visar det maximala utsläppet från respektive delområde summerat över de båda transportvägarna och vid vilken tidpunkt detta maximala utsläpp sker. På detta blad framgår även hur stor andel av totalutsläppet som varje delområde står för.

4.9.4 Utsläpp per delområde

Resultatbladet **Graf-Utsläpp per delområde** redovisar föroreningsutsläpp för respektive delområde och transportväg.

4.9.5 Halter och mängder i ytvatten och sediment

Beräkningsbladet **Sediment** beräknar föroreningsmängder i recipienters ytvatten, ytsediment och djupsediment utifrån tidigare beräknade data; föroreningsflöde till recipienter, initial föroreningsmängd i respektive recipient samt överföringskoefficienter. Användaren anger dessutom i bladet **Huvudsida** en sluttid vid vilken beräkningen skall avslutas. Beräkningen av föroreningsmängd utförs med adaptiv steglängd, dvs. steglängden kommer under beräkningen att öka eller minska efter behov, men användaren måste ändå ange en initial steglängd (dt). Resultaten i bladet **Sediment** skrivs ut med samma utskriftssteg (t_{print}) som valts på **Huvudsidan** och som används för beräkningarna under **Källa-transport**. Utskriftsstegets anger det intervall för vilket data ska presenteras. Notera att mängdberäkningarna kan vara tidskrävande och startar då användaren klickat på knappen **Beräkna**. Tiden det tar att genomföra en beräkning är starkt förknippad med storleksfördelningen mellan olika överföringskoefficienter. En påbörjad beräkning kan avbrytas genom att trycka på **Escape**.

5 Bedömning av effekter

5.1 Inledning

Miljömålet Giftfri miljö som riksdagen satt upp syftar till att miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Detta innebär bland annat följande mål:

- Halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön är nära bakgrundsnivåerna.
- Halterna av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll.
- Den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen är nära noll och för övriga kemiska ämnen inte skadliga för människor.

De uppsatta målen pekar på en hög ambitionsnivå som strävar efter att eliminera den negativa påverkan på miljön som det industriella samhället orsakat.

Bedömning av de effekter ett förorenat område kan åstadkomma i omgivningen är oftast relaterat till de halter som kan uppkomma på sådana ställen där olika skyddsobjekt (människa, djurliv, växtliv, allmän miljö) kan exponeras. Oftast jämför man halter i grundvatten, ytvatten eller sediment med givna haltkriterier. I de fall man bedömer en rådande föroreningssituation kan man även undersöka halter i växter och djur.

Haltkriterierna kan, såsom anges i Giftfri Miljö, vara baserade på en jämförelse med bakgrundsvärden, se avsnitt 5.2. För att kunna bedöma i vilken mån ämnena ”kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden” krävs även att risken för negativa effekter på miljön analyseras. En bedömning av risken behövs också för att motivera åtgärder på enskilda förorenade områden, prioritera mellan objekt som ska åtgärdas samt optimera insatser på enskilda objekt. De haltkriterier som används baserar sig på en samlad kunskap om vilka halter som kan orsaka negativa effekter på enskilda organismer. Detta diskuteras vidare i avsnitt 5.3.

I många sammanhang är en jämförelse enbart utgående från halter inte tillräcklig. Förorenade områden som ligger vid stora recipienter kanske orsakar ett litet haltpåslag totalt sett, men innebär samtidigt utsläpp av en stor mängd förorening (belastning). Eftersom föroreningar fördelar sig olika i miljön kan detta orsaka ackumulering av föroreningar på vissa ställen, t.ex. i sediment i närområdet eller vid sedimentationsbassänger längre nedströms. De processer som ger ackumulering av föroreningar är ofta komplexa och svåra att förutsäga med modeller. Därför finns det anledning att även uppskatta den belastning som ett förorenat området ger upphov till. Den beräknade belastningen kan sedan jämföras med belastningen från andra källor till samma recipient eller andra mått på en acceptabel belastning av en recipient. Detta diskuteras närmare i avsnitt 5.4.

5.2 Påverkan i förhållande till bakgrund

Enligt miljömålen ska halter av ämnen som förekommer naturligt i miljön ligga nära bakgrundsnivåerna. Av flera skäl är det lämpligt att ha bakgrundsnivåer som en grund då haltkriterier för metaller sätts. Dessa bryts inte ned utan finns kvar i kretsloppet, dvs. i mark, grundvatten, ytvatten eller sediment ända tills de till slut bäddas in i djupsediment. För icke-nedbrytbara ämnen är det svårt att bedöma riskerna utifrån ekotoxikologiska tester på enskilda media såsom ytvatten.

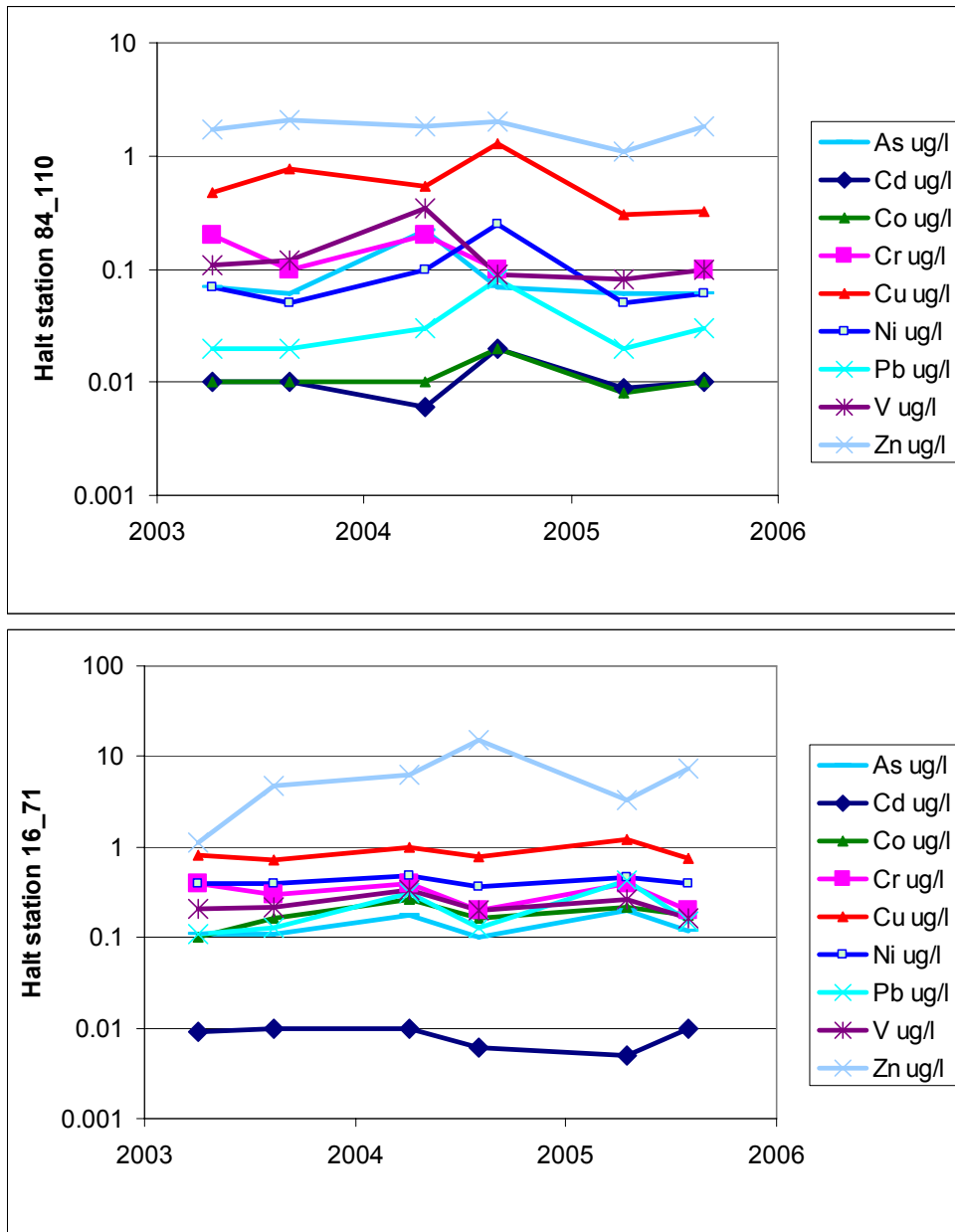
För att kunna tillämpa bakgrundshalter som kriterie enligt Giftfri Miljö krävs en närmare definition av vad ”nära bakgrundsnivåer” är. I samband med riskbedömningar av förorenade områden definieras bakgrund som summan av naturlig bakgrund och diffusa antropogena utsläpp. Med det senare avses storskalig förorening från mänskliga aktiviteter såsom till exempel atmosfäriskt nedfall från långväga spridning av luftföroreningar. Däremot ingår inte påverkan från punktkällor eller urban belastning.

Genom den nationella miljöövervakningen i Sverige finns data på bakgrundshalter i olika miljöer. Data för metaller i grundvatten finns sammanställda av SGU (Sveriges Geologiska Undersökning) och för ytvatten av SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet). I den miljöscreening som görs av miljögifter har halter av vissa organiska ämnen i grundvatten och ytvatten undersökts. Datavärd för dessa data är IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

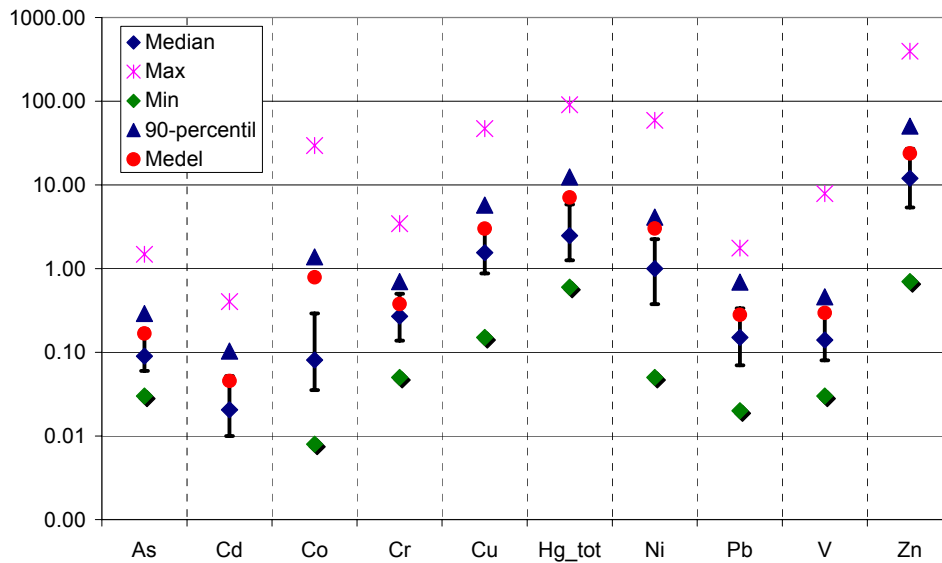
5.2.1 Bakgrundshalter i grundvatten

SGU har ansvaret för miljöövervakningen av metaller i grundvatten och har ett hundratal stationer i områden som inte bedöms vara belastade av punktkällor. Bakgrundshalter i grundvatten varierar i tiden, mellan olika regioner och även mellan närliggande grundvattenmagasin. Två tidsserier för tungmetallhalten i grundvatten från svensk miljöövervakning och SGU:s Grundvattennät redovisas i figur 5.1. De visar på en måttlig variation i halterna över tiden. Maximal variationskoefficient (standardavvikelse/medelvärde) för dessa tidsserier är ca 0,8.

I figur 5.2 redovisas en sammanställning av medianvärden av metallhalter i SGU:s grundvattenstationer mellan 1993 – 2005. Antalet stationer är mellan 118 och 164 utom för kvicksilver där mätningar endast finns från 32 stationer. I tabell 5.1 redovisas en sammanställning av data. Variationen mellan medianvärden från olika platser är större än variationen i tidsserien för en enskild station. I detta fall ligger variationskoefficienten för medianvärdena för de olika mätstationerna mellan 1,1 och 4.



Figur 5.1 Tidsvariation i halter i grundvatten från två av SGU:s stationer (Källa: Svensk miljöövervakning och SGU:s Grundvattennät)



Figur 5.2 Variation i medianhalter metaller (µg/l), Hg (ng/l) från SGU:s grundvattenstationer. Antal stationer mellan 118 och 164 samt för Hg 32 st. (Källa: Svensk miljöövervakning och SGU:s Grundvattennät).

Tabell 5.1 Sammanställning av medianhalter från SGU:s grundvattenstationer. Källa: Svensk miljöövervakning och SGU:s Grundvattennät.

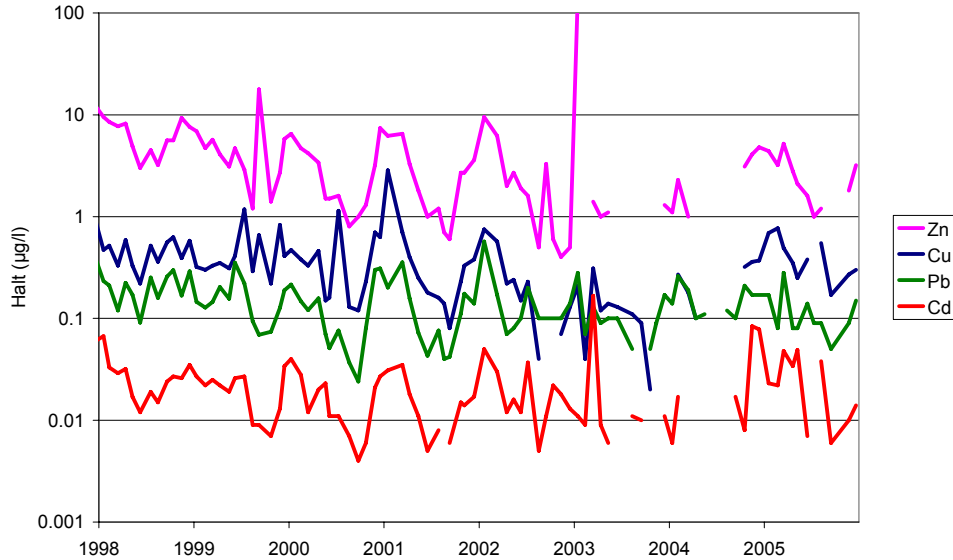
	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg_tot	Ni	Pb	V	Zn
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ng/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Medel	0,17	0,05	0,8	0,38	3,0	7,1	3,0	0,3	0,3	23,8
Stdv	0,23	0,06	3,1	0,41	5,1	16,0	7,8	0,4	0,8	40,4
Min	0,03	0	0,01	0,05	0,2	0,6	0,05	0,02	0,03	0,7
10-percentil	0,04	0,008	0,02	0,10	0,5	0,8	0,15	0,03	0,04	2,4
25-percentil	0,06	0,010	0,04	0,14	0,9	1,3	0,4	0,07	0,08	5,4
Median	0,09	0,021	0,08	0,27	1,6	2,5	1,0	0,15	0,14	12,0
75-percentil	0,19	0,05	0,29	0,50	3,0	5,8	2,2	0,34	0,28	27,0
90-percentil	0,29	0,10	1,4	0,70	5,7	12,5	4,1	0,69	0,46	50,4
Max	1,48	0,4	29,5	3,45	47	91	59	1,8	7,85	396
N	119	164	119	119	164	32	120	162	118	164

För organiska ämnen är underlaget bristfälligt vad gäller halter i grundvatten. Screening av vissa miljögifter i grundvatten har gjorts i begränsad omfattning (Aastrup och Pihlblad, 2004). Endast ett fåtal ämnen påträffades i halter över detektionsgränsen. En förnyad screeningundersökning har gjorts (Lewin-Pihlblad SGU, pers.kom.). I det utökade programmet för miljöövervakning ska en mer omfattande provtagning av grundvattnet ingå (Naturvårdsverket, 2007) .

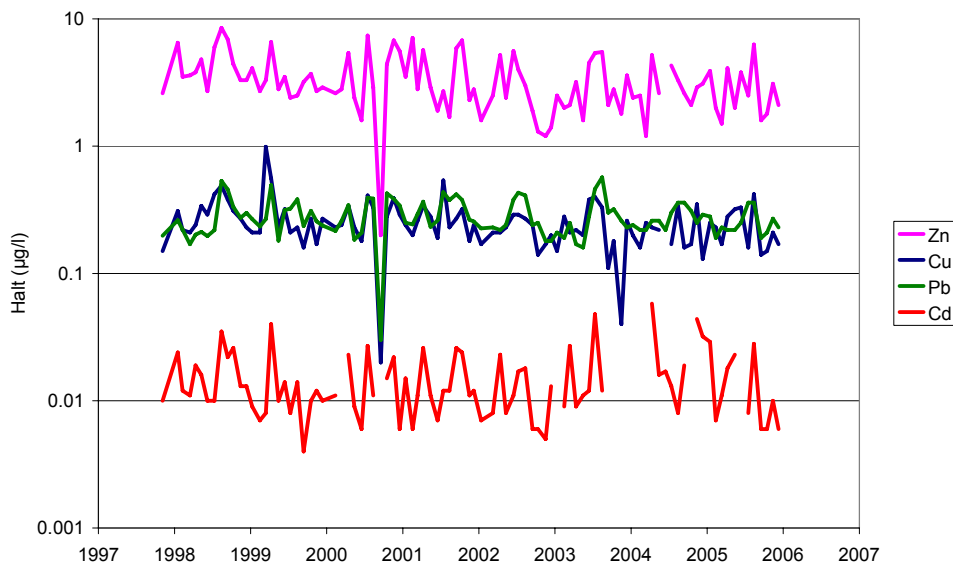
5.2.2 Bakgrundshalter i ytvatten

SLU (Sveriges lantbruksuniversitet) är databasvärd för ett stort antal mätningar av metallhalter i ytvatten. Större ytvatten är ofta påverkade av punktutsläpp och de dataset som SLU administrerar är i olika grad påverkade av olika föroreningskällor såsom industrier, avloppsreningsverk, dagvatten, m.m. Även för ytvatten kan variationen i tiden vara betydande, se figur 5.3. Variationskoefficienten

(standardavvikelse/medelvärde) varierar typiskt mellan 0,2 och 1,5 för olika vattendrag (10-percentil – 90-percentil), med högsta värden över 3.



Figur 5.3a Variation i halt av Zn, Cu, Pb och Cd i Gnyltån (ITM Metaller Intensiv). Variationskoefficienten (CV) är för Zn=3, Cu=0,94, Pb=0,62, Zn=0,95.



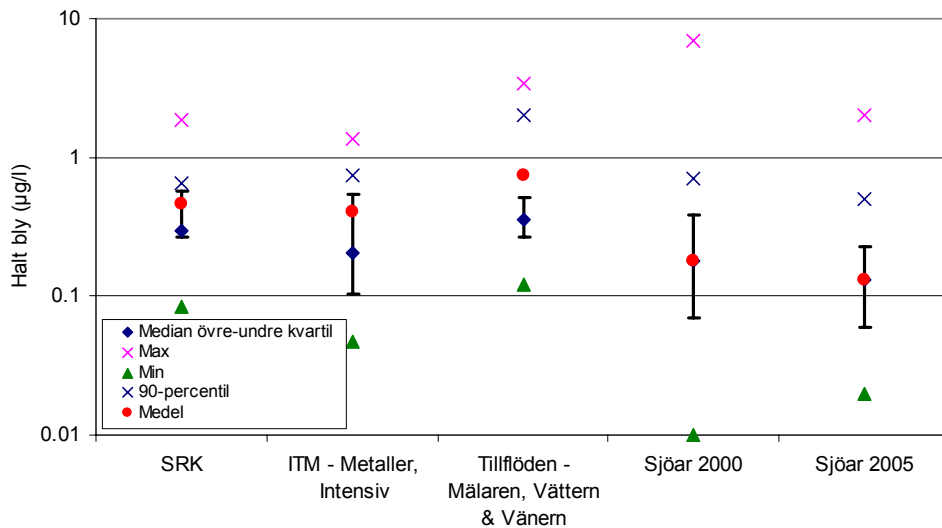
Figur 5.3b Variation i halt av Zn, Cu, Pb och Cd i Sörjabäcken (ITM Metaller Intensiv). Variationskoefficienten (CV) är för Zn=0,46, Cu=0,49, Pb=0,66, Zn=0,32.

En sammanställning har gjorts av metallhalter i sjöar och vattendrag. Sammanställningen baseras på data som insamlats via nationell och regional miljöövervakning genom SLU:s fortlöpande miljöanalys för sjöar och vattendrag. Riksinventering 2000 och 2005 för vattenkemi i sjöar utgör ett underlag för utvärdering av metaller i sjöar. I den riksomfattande inventeringen mäts kemiska parametrar i över 3000 sjöar spridda över landet. Data för vattendrag kommer från SLU:s databank för

vattenkemi och metallanalyser har inhämtats för Mälarens, Vätterns och Vänerns tillflöden. I den mån metallanalyser har genomförts har data även inhämtats från den samordnade recipientkontrollen (SRK) och från ITM:s (Institutet för tillämpad miljöforskning vid Stockholms Universitet) analys Metaller Intensiv.

Antalet sjöar som provtagits är ca 1200 för riksinventeringen från år 2000 och ca 100 för riksinventeringen från år 2005. För vattendrag har en sammanställning gjorts av tidsserier från 38 vattendrag från datasetet ITM (Metaller, Intensiv), 13 vattendrag som utgör Mälarens, Vänerns och Vätterns tillflöden samt 16 vattendrag från den samordnade recipientkontrollen (SRK). Provresultaten har sammanställts genom att bearbeta statistik för de olika provlokaler. För vattendrag där tidsserier finns har medianvärden på tidsserien använts.

I figur 5.4 redovisas fördelningen av medianhalten bly från olika provlokaler i olika undersökningar. Jämförelsen visar att det är ungefär samma variation i de olika undersökningarna, dvs. skillnaden mellan 75-percentil och medianhalt respektive 90-percentil och medianhalt avviker inte nämnvärt mellan de olika undersökningarna.



Figur 5.4 Fördelning av medianhalter av bly för olika provlokaler från de olika sammanställda dataseten.

I tabell 5.2 visas statistik för medianvärdet från olika stationer som ingår i de genomgångna studierna.

Tabell 5.2 Statistik av medianhalter i de olika undersökningarna av metallhalter i sjöar och vattendrag.

	As (µg/l)	Cd (µg/l)	Co (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Hg (µg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)	V (µg/l)	Zn (µg/l)
Medel	0.37	0.014	0.13	0.38	0.68	0.03	0.71	0.30	0.33	2.91
Min	0.01	0.001	0.004	0.03	0.04	0.0007	0.01	0.01	0.0004	0.10
10-perc	0.07	0.003	0.017	0.13	0.20	0.0016	0.12	0.03	0.04	0.40
25-perc	0.17	0.005	0.03	0.19	0.30	0.0018	0.22	0.07	0.09	0.80
Median	0.30	0.009	0.064	0.29	0.50	0.0036	0.43	0.18	0.22	1.6
75-perc	0.46	0.017	0.14	0.45	0.80	0.0058	0.77	0.38	0.45	3.1
90-perc	0.7	0.03	0.30	0.70	1.3	0.11	1.5	0.68	0.75	6.1
Max	4.5	0.42	4.1	5.9	27	0.2	25	7	3.2	213
Antal stationer	1340	1387	1344	1350	1389	10	1349	1388	1336	1383

En slutsats av detta är att termen ”nära bakgrunds nivåer” kan definieras utifrån variabilitet i en enskild sjö eller vattendrag eller variabiliteten mellan olika provstationer. Datasammanställningen visar att variationen kan vara relativt stor mellan olika punkter i en tidsserie. Typiskt är 90-percentilen ungefär dubbelt så hög som medianvärdet. Ungefär samma variabilitet får man om man tittar på variationen mellan olika vattendrag och sjöar. Där är skillnaden mellan 90-percentilen och medianvärdet typiskt mellan en faktor 2 och 4.

Vad gäller organiska föroreningar i ytvatten saknas ett heltäckande underlag. I den screening av miljögifter som bedrivs inom miljöövervakningen har vissa undersökningar gjorts av ett urval av organiska ämnen (organiska tennföreningar, metylfenoler, perfluorerade ämnen). En screening av prioriterade ämnen enligt vattendirektivet samt vissa andra miljögifter har utförts av vattenmyndigheten Västerhavet (Lst Västra Götalands län, 2006) samt inom den nationella miljöövervakningen (Naturvårdsverket, 2007; SWECO, 2007). SLU har en databas med analyser av bekämpningsmedel i grundvatten och ytvatten. Sammanställningar av resultat därifrån rapporteras årligen (Krüger m.fl., 2004; Törnquist m.fl., 2005; Adielsson m.fl., 2006); Adielsson m.fl., 2007.

5.3 Effektbaserad haltkriterier

En bedömning baserad på jämförelse med effektbaserade haltkriterier bygger på att risken för en effekt är relaterad till halten i det aktuella mediet, ju högre halt desto större är risken för effekter. Så är också ofta fallet, men risken för effekter är även beroende på en rad andra faktorer förutom föroreningshalt, exempelvis:

- Föroreningens biotillgänglighet, dvs. i vilken omfattning kan föroreningen tas upp av olika organismer. Biotillgängligheten kan variera mellan olika medier (vatten, sediment) och varierar också mellan olika organismer beroende på livsmiljö, födoval, ämnesomsättning m.m.
- Typen av ekosystem och dess känslighet för föroreningar och påverkansgrad från andra miljöstörande faktorer.
- Övriga kemiska förhållanden såsom pH, redoxpotential, hårdhet, halt löst och partikulärt organiskt material.

- Ämnen jämförs oftast ett i taget mot haltkriterier och någon samlad bedömning av föroreningspåverkan från flera ämnen görs inte. Förekomst av flera föroreningar samtidigt kan leda till synergieffekter.

Det bör även betonas att dessa effektbaserade haltgränser för t.ex. jord och ytvatten i första hand tittar på effekter på de lägre nivåerna i näringskedjan. Effekter som uppträder högre upp i näringskedjan på grund av bioackumulation och biomagnifikation tas oftast inte hänsyn till. I de fall dessa effekter beaktas görs de med teoretiska modeller, vilket ger stora osäkerheter i bedömningen. Det finns därför skäl att iakttaga försiktighet när persistenta, bioackumulerbara och toxiska ämnen (PBT-ämnen) skall bedömas.

För att uppskatta risker vid rådande föroreningsförhållanden finns olika metoder för att bedöma dessa faktorer, se Jones m.fl. (2006). Det kan däremot vara svårare att uppskatta effekten av en eventuell framtida spridning till grundvatten eller ytvatten.

Vid riskbedömningar av förorenade områden görs ofta en jämförelse mellan beräknade framtida halter och olika haltkriterier, t.ex. i den modell som tagits fram för behov av riskreduktion. I dessa sammanhang är oftast generella effektbaserade haltkriterier mest relevanta. För ytvatten finns förslag till sådana kriterier framtagna inom EU för ett antal olika ämnen (EU, 2006). Vidare har Naturvårdsverket för vissa ämnen tagit fram tillståndsklasser vissa metaller och organiska ämnen i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999) samt i kust och hav (Naturvårdsverket, 2000). Det finns också kriterier framtagna till modellen för beräkning av riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 1997). De kriterier för skydd av ytvatten som används i riktvärdesmodellen håller för närvarande på att uppdateras och en reviderad uppsättning värden beräknas komma ut under 2008.

För grundvatten håller kriterier på att tas fram inom EU och en metodik finns framtagen – BRIDGE (Müller, 2006). En svårighet med miljörelaterade kriterier för grundvatten är att det är svårare att definiera skyddsobjekten än för fallet med ytvatten. Ofta tillämpas dricksvattennormer som kriterier för skydd av grundvatten, vilket ger ett gott skydd för människors hälsa. Dricksvattennormerna ligger dock i de flesta fall långt över naturliga bakgrundshalter i grundvatten. I vissa fall justeras därför värden ned, såsom till exempel gjorts för koppar och zink i den beräkningsmodell som ligger till grund för riktvärden för avfall vid deponier enligt NFS 2004:10 (Hjelmar m.fl., 2006).

Det är däremot svårare att definiera grundvattenkriterier för skydd av miljön. Livsformerna i själva grundvattnet är dåligt undersökta vad gäller känslighet och relevans för ekosystemet i stort. Istället kan sekundära recipienter definieras, dvs. där grundvatten strömmar ut i andra miljöer, exempelvis upptag av växter, utströmning i våtmarker, sjöar eller vattendrag. De sekundära recipienterna är dock mycket varierande vad gäller utspädning, möjlighet till ackumulation av förorening och känslighet, vilket innebär svårigheter med att ta fram generella värden.

Det bör också observeras att de flesta kriterier som tagits fram används för att bedöma föroreningsstatus för hela akviferer, sjöar eller vattendrag. De är således

inte att beakta som något ”tillåtligt” utrymme för ett enskilt objekt att förorena upp till.

5.4 Påverkan i förhållande till andra föroreningskällor

I de flesta fall påverkas en recipient även av andra föroreningskällor än det förorenade området. Exempel på sådana källor kan vara utsläpp från industrier, avloppsreningsverk, värmeverk, dagvatten. I många fall har de föroreningar som finns på det förorenade området under lång tid hanteras i industriella processer och släppts ut i luft och vatten. Detta har ofta lett till en diffus förorening även i omgivningen kring det förorenade området. Även om halterna där är mycket lägre än i det område som primärt är aktuellt för efterbehandling kan det vara stora ytor som är förorenade, vilket medför att läckaget därifrån inte är oväsentligt.

En naturlig jämförelsegrund är att jämföra nutida eller beräknat framtida utsläpp från ett förorenat område i t.ex. kg förorening per år med utsläpp från andra källor. Det finns dock svårigheter med att ta fram data för en sådan jämförelse.

5.4.1 Uppskattning av utläckage från förorenade områden

Utläckaget från ett förorenat område är svårt att mäta i dagsläget. En uppskattning görs ofta med hjälp av uppmätta grundvattenhalter och ett uppskattat vattenflöde genom området. Även om detaljerade mätningar görs av halterna i grundvattnet och en god uppskattning kan göras av grundvattenflödet finns osäkerheter i hur halterna lokalt relaterar till flödet. Om höga halter företrädesvis finns i områden med lågt grundvattenflöde (stagnanta zoner där grundvattnet får tid på sig att ackumulera förorening) riskerar man att överskatta utläckaget från det förorenade området. Halterna i grundvattnet vid ett förorenat område kan också variera kraftigt i tiden, vilket medför att enstaka mätningar vid gynnsamma (eller ogynnsamma) förhållanden kan ge en felaktig bild av utläckaget. Uppskattningar utifrån uppmätta grundvattenhalter är också en osäker metod för att ställa prognoser för framtiden.

En direkt mätning av påslaget i ett vattendrag såsom en haltökning är ofta en osäker metod för att bedöma storleken av ett läckage. Variationer i halter och osäkerheter i själva provtagningen gör att det krävs flera provtagningar med täta mellanrum för att med någon form av säkerhet bedöma utsläppets storlek. För många föroreningar är halterna låga och nära detektionsgränsen med vanliga analysmetoder. I vissa områden är det heller inte alltid enkelt att identifiera de punkter där utläckage sker till en recipient. Rörledningar och dränagesystem kan också göra att utsläpp inte sker i det område man primärt misstänker. Därigenom kan det vara svårt att bestämma mellan vilka punkter som påslaget ska beräknas.

En uppskattning av utläckaget utifrån massornas lakegenskaper (såsom görs i den beräkningsmodell som tagits fram i detta projekt) kan ge en bättre möjlighet att förutsäga vad som kan ske i framtiden förutsatt att kunskapen finns om hur lakförhållandena påverkas av yttre faktorer och hur de kan förändras med tiden. Även i detta fall kan bristande kunskap om hur vatten strömmar genom de förorenade massorna leda till felaktiga slutsatser om utsläppets storlek.

5.4.2 Uppskattning av utsläpp från andra källor

En inventering av vilka andra källor som finns till en recipient kan vara ett omfattande arbete. Redovisning av miljöfarliga verksamheter finns på länsstyrelsernas GIS-kartor (http://www.lst.se/lst/GIS_Kartor/). Däremot kan det vara svårare att få fram siffror för hur stora utsläppen är från olika verksamheter. Normalt redovisas utsläpp till vatten i anläggningarnas miljörapporter. För större anläggningar som lyder under IPPC-direktivet finns utsläppsdata samlade i Naturvårdsverkets KemikalieUtsläppsRegister (KUR). För närvarande kan data fram till 2005 laddas ned från Naturvårdsverkets hemsida.

Svenska MiljöEmissionsData, (SMED) som är ett konsortium bestående av IVL Svenska Miljöinstitutet AB, SCB, SLU och SMHI har Naturvårdsverkets uppdrag att leverera underlag för Sveriges internationella rapportering, bland annat gällande utsläpp av föroreningar till Östersjön och Västerhavet samt utsläpp från enskilda miljöstörande verksamheter. SMED har tagit fram en uppskattning av utsläpp av Cd, Hg, Cu och Zn från diffusa källor och punktkällor indelade på olika avrinningsområden (Ejhed mfl, 2005). SMED arbetar för närvarande med underlag till Naturvårdsverkets rapportering av belastning till den Europeiska Informations- och observationsnätverket, EEA/EIONET. Rapporteringen ingår i EIONET Water och omfattar belastning på kust- och havsområden via vattendrag, markanvändning uppströms mätstationerna samt punktkällor med direktutsläpp till kusten.

5.4.3 Jämförelse mellan olika typer av källor

En direkt jämförelse av utsläpp från olika källor kan inte göras även om goda uppskattningar finns av föroreningskällornas storlek beroende på deras olika karaktär, förväntade tidsutsträckning och möjlighet att åtgärda.

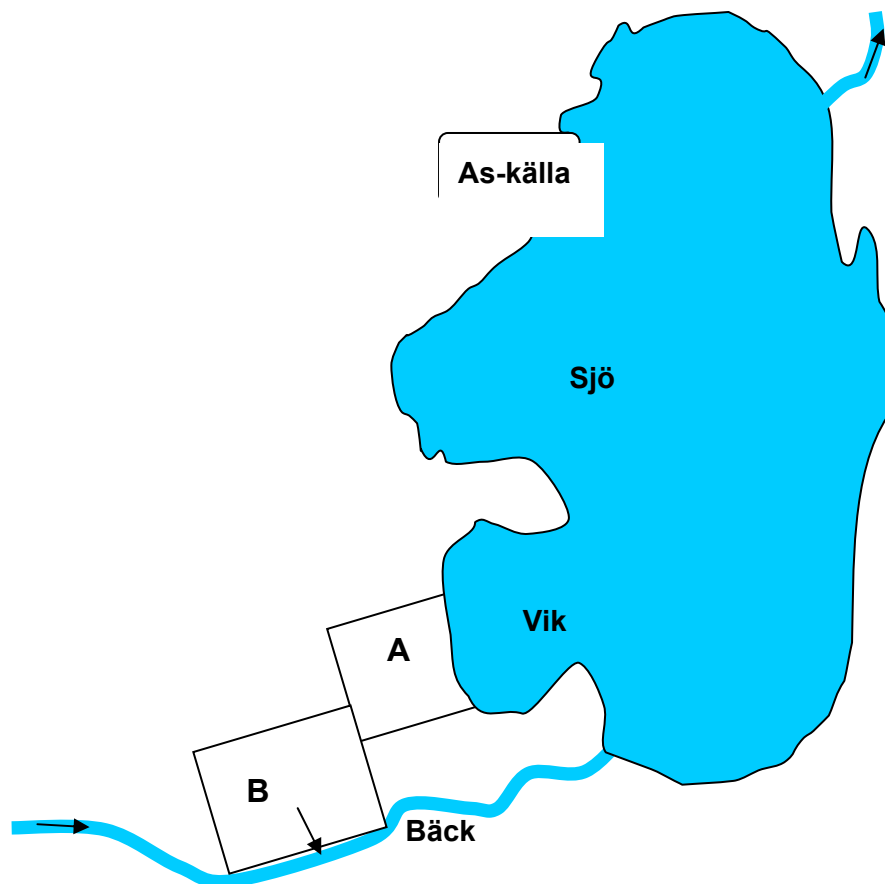
Ett exempel kan vara ett förorenat område som läcker bly i en omfattning som uppskattas till ca 20 kg/år. Till samma recipient sker utläckage från en industri, ett avloppsreningsverk samt dagvatten från ett mindre samhälle. Utläcket från dessa källor bedöms var för sig vara i ungefär samma storleksordning som det från det förorenade området. Dessutom beräknas recipienten tillföras ca 5 kg bly per år från tillrinnande vattendrag. En direkt jämförelse av föroreningskällorna skulle ge vid handen att det förorenade området bidrog med en belastning av 20 kg bly år i jämförelse med en total belastning på 85 kg/år. Det förorenade området bidrar således med 24 procent av den totala belastningen och utgör en viktig men inte dominerande källa. De olika källorna i detta exempel kan dock påverkas av olika åtgärder och deras storlek i framtiden kan komma att förändras. Utsläppet från det förorenade området förväntas fördubblas inom en 50-årsperiod om inga åtgärder vidtas. Industrin förväntas lägga om sin produktion så att blyutsläppen upphör. Minskad användning av bly i samhälle gör att utsläppet till dagvatten halveras, vilket även medför minskade utsläpp från avloppsreningsverket som dessutom byggs om så att utsläppet av bly totalt minskar med en tiondel. Bidraget från tillrinnande vattendrag bedöms minskas marginellt till ca 3 kg/år. En framtida situation skulle den totala blybelastningen på recipienten vara 55 kg/år varav det förorenade området skulle stå för 40 kg, dvs. drygt 70%. I framtiden skulle således det förorenade området vara den dominerande föroreningskällan till recipienten.

6 Exempelberäkning

6.1 Områdesbeskrivning

Ett exempelobjekt åskådliggörs med hjälp av två delområden förorenade med arsenik och zink. Recipienter för området är bäcken som sträcker sig längs delområde B och viken vid delområde A (se figur 6.1), med sjön som slutrecipient. Avrinningen från delområde A går direkt till viken medan delområde B avvattnas via bäcken. Delområde A ligger delvis i kant med delområde B och i strandkant mot viken. På sjöns nordvästra strand bidrar en tidigare verksamhet till det totala utsläppet av arsenik. I modellen finns således två primärrecipienter (bäcken och viken) samt en slutrecipient (sjön).

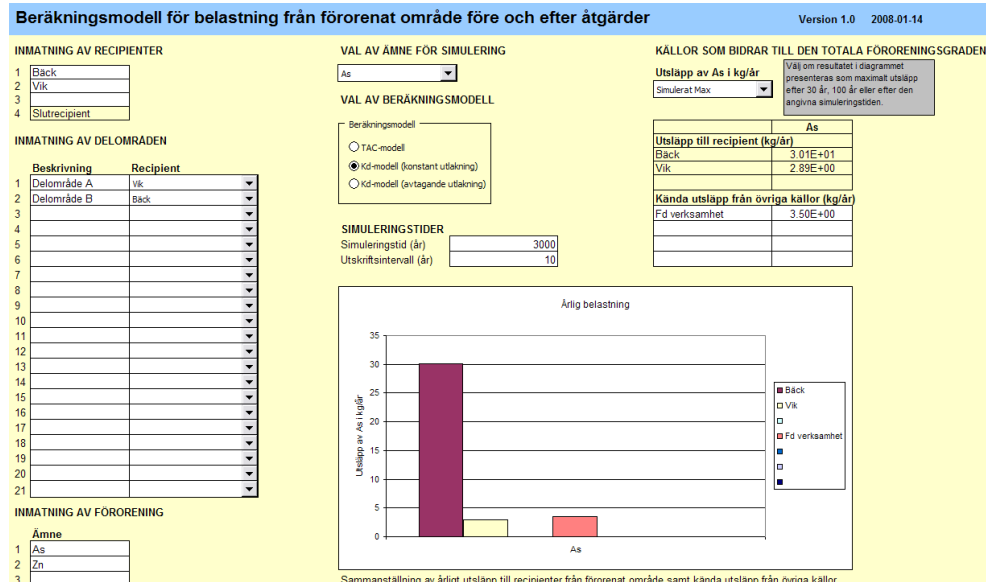
I beräkningsmodellens Huvudsida, se figur 6.2, definieras viken och bäcken som recipienter under *Inmatning av recipienter*, A och B definieras som delområden under *Inmatning av delområden* och föroreningarna As och Zn definieras under *Inmatning av förorening*.



Figur 6.1 Skiss över förorenat exempelobjekt med delområden och recipienter.

På Huvudsidan anges även eventuella övriga källor som bidrar till den totala föroreningsgraden. Under *Kända utsläpp från övriga källor* anges *F_d* verksamhet och dess arsenikutsläpp på 3,5 kg/år.

I kalkylbladet Områden definieras yta (5 000 respektive 7 500 m²), djup (1 respektive 2 m) och markdensitet (1 750 kg/m³) för de förorenade delområdena, varefter den förorenade volymen och massan beräknas. Vidare anges att båda delområdena ligger under grundvattenytan och att delområde A ligger strandnära med ett medelavstånd till strandlinjen på 25 m, se figur 6.3a.



Figur 6.2 Modellens Huvudsida, där recipienter, delområden och föroreningar definieras samt val av beräkningsmodell.

Beskrivning av delområden och recipienter										
Beskrivning av delområde										
Angiv respektive delområdes yta, djup och markdensitet samt om delområdet ligger under grundvattenytan. Om ett delområde ligger strandnära anges detta tillsammans med avståndet från strandlinjen.										
Delområde	Beskrivning	Recipient	Yta (m ²)	Djup (m)	Volym (m ³)	Markens densitet (kg/m ³)	Massa (kg)	Under grundvattenytan	Strandnära	Avstånd från strandlinje (m)
1	Delområde A	Vik	5 000	1	5 000	1 750	8 750 000	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	25
2	Delområde B	Bäck	7 500	2	15 000	1 750	26 250 000	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
3								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
4								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
5								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
6								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
7								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
8								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
9								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
10								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
11								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
12								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
13								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
14								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
15								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
16								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
17								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
18								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
19								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
20								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
21								<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

Figur 6.3a Kalkylbladet Områden, där delområdets egenskaper definieras.

Figur 6.3b visar nedre halvan av sidan Områden. I de vita fälten anges recipienternas egenskaper såsom längd, bredd, djup och flöde. Bäckens har en längd och bredd som är 600 m respektive 3 m, ett medeldjup på 2 m och ett vattenflöde 0,001 m³/s. Vikens längd och bredd är 200 m respektive 100 m, medeldjupet är 3 m och flödet 0,01 m³/s. Slutrecipienten, dvs. sjön, har en längd och bredd som är 800 m respektive 250 m, ett medeldjup på 10 m och ett vattenflöde som är 0,05 m³/s.

I samma tabell anges för respektive recipient dessutom halt suspenderat material och fallhastigheten av partikulärt material i vattenmassan, vilka används för att beräkna sedimentationshastigheten. Övriga uppgifter i samma tabell är överföringshastigheten som beskriver resuspension, advektiva hastigheter i sediment och genom grundvattenströmning samt ett ämnesspecifikt K_d -värde för suspenderade sediment. I suspenderade sediment är mängden fastfas liten i förhållande till vätskefasen, varför K_d -värden kan vara väsentligt högre än där stor mängd fastfas finns, t.ex. i marken eller i sedimentens porvatten. För samtliga recipienter har fallhastigheten för partiklar antagits vara 400 m/år. Resuspensionshastigheten är 8 kg/m²/år för bäcken och noll för de övriga recipienterna; den advektiva överföringshastigheten i sediment är 1,0*10⁻⁶ m/s för bäcken och noll för övriga recipienter; den advektiva överföringshastigheten på grund av uppåtriktad grundvattenströmning genom sedimenten är 1,0*10⁻⁷ m/s för bäcken och viken, 1,0*10⁻⁸ m/s för sjön. Fördelningskoefficienten för suspenderat material, $K_{d,susp}$ har antagits vara 10 000 l/kg för As och 6 000 l/kg för Zn och bedöms gälla i samtliga recipienter. Fördelningskoefficienten i sediment, K_B , har antagits vara en tiondel av fördelningskoefficienten för suspenderat material. Halten suspenderat material är 30 mg/l i bäcken och 10 mg/l i viken och sjön.

Under beskrivningen av recipienterna anges torrsubstans, glödförlust, organiska materialets densitet i sedimenten och diffusionskoefficient samt mäktigheter för yt- respektive djupsediment. För samtliga recipienter har torrsubstansen antagits vara 40 %, glödförlusten 15 % TS, organiska materialets densitet 2 600 kg/m³ och mäktigheten för såväl ytsediment som djupsediment har antagits vara 0,5 m samt en diffusionskoefficient på 5*10⁻¹⁰ m²/s.

Beskrivning av recipient									
Här nedan anges recipientdata för beräkning av överföringskoefficienter.									
Recipient	Längd (m)	Bredd (m)	Djup (m)	Vattenflöde, Q_w (m ³ /s)	Överföringshastigheter				
					Halt suspenderat material, c_p (mg/l)	Fallhastighet, $V_{partsed}$ (m/år)	Resuspensions hastighet, V_{resusp} (kg/m ² /år)	Advektion i sediment, V_z (m/s)	Advektion pga grundvattenströmning, V_{gv} (m/s)
Bäck	600	3	2	0.001	30	400	8.0E+00	1.0E-06	1.0E-07
Vik	200	100	3	0.01	10	400	0.0E+00	0.0E+00	1.0E-07
-									
Slutrecipient	800	250	10	0.05	10	400	0.0E+00	0.0E+00	1.0E-08

Fördelningskoefficient för suspenderat material, $K_{d,susp}$ (l/kg)				Fördelningskoefficient i sediment, K_B (l/kg)			
As	Zn			As	Zn		
10 000	6 000			1000	600		
10 000	6 000			1000	600		
10 000	6 000			1000	600		

Recipient	Torrsubstans, TS (%)	Glödförlust, GF (% TS)	Densitet oorganiskt material, ρ_{inorg} (kg/m ³)	Torr densitet sediment, ρ (kg TS/m ³ tot)	Porositet sediment, η (-)	Mäktighet ytsediment, Δz_1 (m)	Mäktighet djupsediment, Δz_2 (m)	Diffusionskoefficient D_s (m ² /s)
Bäck	40%	15%	2 600	505.8	0.759	0.5	0.5	5.00E-10
Vik	40%	15%	2 600	505.8	0.759	0.5	0.5	5.00E-10
-								
Slutrecipient	40%	15%	2 600	505.8	0.759	0.5	0.5	5.00E-10

Recipient	Överföringskoefficienter						Sedimenttyp	
	Y_{ta} (m ²)	Volym (m ³)	k_{12} (1/år)	k_{1ut} (1/år)	k_{21} (1/år)	k_{22} (1/år)		
Bäck	1 800	3 600	5.4E+01	8.8E+00	1.0E-01	1.6E-02	6.4E-03	Akkumulationsbotten
Vik	20 000	60 000	1.2E+01	5.3E+00	6.4E-03	1.6E-02	6.4E-03	Akkumulationsbotten
-								
Slutrecipient	200 000	2 000 000	3.6E+00	7.9E-01	8.1E-04	1.6E-02	8.1E-04	Akkumulationsbotten

Figur 6.3b Beskrivning av recipienter på sidan Områden.

6.2 Befintlig föroreningsituation

6.2.1 Föroreningsituation

I kalkylbladet Förorening anges medelhalter för respektive ämne, delområde och recipientsystem. På sidans övre halva anges föroreningshalter i jord och på sidans nedre halva föroreningshalter i ytvatten, ytsediment och djupsediment för respektive recipient. Medelhalterna i delområde A är 112 mg As/kg TS och 456 mg Zn/kg TS samt i delområde B 560 mg As/kg TS och 952 mg Zn/kg TS. Beroende av vilken förorening som valts för simulering på huvudsidan, visas medelhalter för den valda föroreningen i fältet efter områdesbeskrivningen markerade med fet stil (se figur 6.4a). Det är dessa medelhalter som kommer att användas för beräkning av föroreningstransport från delområde till recipient. För att ge en helhetssyn av föroreningsbilden beräknas totala mängden för respektive ämne över samtliga delområden. I delområde A och B uppgår de summerade mängderna till 15 680 kg arsenik och 28 980 kg zink.

Föroreningshalter i jord, ytvatten och sediment innan åtgärd											Version 1.0		2008-01-14					
Ange medelhalt (mg/kg TS) för respektive ämne och delområde. Föroreningsmängder (kg) för nollalternativet per delområde och ämne beräknas. Även summerade mängder (kg) per ämne i hela det förorenade området beräknas.																		
Föroreningshalter i jord																		
											As		Zn					
Summerade mängder före åtgärd (kg)											15 680		28 980		0		0	
Delområde	Beskrivning	Medelhalt av As (mg/kg TS)	Medelhalt (mg/kg TS)				Mängder (kg)											
			As	Zn	-	-	As	Zn	-	-								
1	Delområde A	112	112	456					980	3 990								
2	Delområde B	560	560	952					14 700	24 990								
3																		
4																		
5																		
6																		
7																		
8																		
9																		
10																		
11																		
12																		
13																		
14																		
15																		
16																		
17																		
18																		
19																		
20																		
21																		

Figur 6.4a Kalkylbladet Förorening, där medelhalter anges för de aktuella delområdena och mängder uträknas.

Medelhalterna i recipienternas ytvatten anges för bäcken, viken och slutrecipienten i nedre halvan av kalkylbladet Förorening, se figur 6.4b. Där matas även in medelhalter i yt- och djupsediment i de olika recipienterna. Beroende av vilken förorening som valts för simulering på Huvudsidan, visas medelhalterna för den valda föroreningen i fältet efter områdesbeskrivningen, markerade med fet stil.

Föroreningshalter i ytvatten											
Recipient	Beskrivning	Medelhalt av As (µg/l)	Medelhalt (µg/l)						Mängder (kg)		
			As	Zn	-	-	-	-	As	Zn	-
Bäck		30	30	60				1.1E-01	2.2E-01		
Vik		15	15	30				9.0E-01	1.8E+00		
-											
Slutrecipient		5	5	10				1.0E+01	2.0E+01		

Föroreningshalter i ytsediment											
Recipient	Beskrivning	Medelhalt av As (mg/kg TS)	Medelhalt (mg/kg TS)						Mängder (kg)		
			As	Zn	-	-	-	-	As	Zn	-
Bäck		50	50	100				2.3E+01	4.6E+01		
Vik		35	35	70				1.8E+02	3.5E+02		
-											
Slutrecipient		100	100	200				5.1E+03	1.0E+04		

Föroreningshalter i djupsediment											
Recipient	Beskrivning	Medelhalt av As (mg/kg TS)	Medelhalt (mg/kg TS)						Mängder (kg)		
			As	Zn	-	-	-	-	As	Zn	-
Bäck		100	100	50				4.6E+01	2.3E+01		
Vik		70	70	35				3.5E+02	1.8E+02		
-											
Slutrecipient		200	200	100				1.0E+04	5.1E+03		

Figur 6.4b Kalkylbladet Förorening, där medelhalter anges för ytvatten, ytsediment och djupsediment och mängder uträknas.

6.2.2 Spridningsförutsättningar

I bladet Flöden, se figur 6.5, beräknas totalflöden (m³/år) som resulterar i spridning av förorening från området. Om delområdet har angivits ligga under grundvattenytan ska hydraulisk konduktivitet, gradient och flödesbredd anges. För både delområde A och B är den hydrauliska konduktiviteten 2,0*10⁻⁴ m/s och gradienten 0,01 m/m. Flödesbredden är 80 m för delområde A och 110 m för delområde B. För beräkning av infiltrationsflöden anges en infiltration på 0,3 m/år för både delområde A och B.

Om ett delområde har angivits vara strandnära ska dessutom en dränerbar porositet anges. För delområde A som ligger strandnära är den dränerbara porositeten 0,1. Vattenståndsvariationen simuleras genom att anta variationer med en period av 1 dygn, 7 dygn, 2 månader och 8 månader med respektive amplituder 0,05 m, 0,1 m, 0,2 m och 0,4 m. Summan av infiltrationsflöde, grundvattenflöde och flöde som orsakas av variationer i vattenstånd i sjön, ger ett totalflöde för respektive delområde som uppgår till 7 750 m³/år för delområde A och 16 126 m³/år för delområde B.

Flödesberäkningar											Version 1.0 2008-01-14		
Delområde	Beskrivning	Recipient	Under grundvattentytan	Strandnära	Avstånd från strandlinje	Hyd.Kond (m/s)	Dränerbar porositet (-)	Hyd.gradient (m/m)	Flödesbredd (m)	Flöde Darcy (m ³ /år)	Avrinningsområde (uppsjöströms) Yta (m ²)	Infiltration (m ³ /år)	Tillgängligt flöde (m ³ /år)
1	Delområde A	Vik	Ja	Ja	25	2.00E-04	0.10	1.00E-02	80	63.1			
2	Delområde B	Bäck	Ja	Nej		2.00E-04		1.00E-02	110	63.1			
3													
4													
5													
6													
7													
8													
9													
10													
11													
12													
13													
14													
15													
16													
17													
18													
19													
20													
21													

Beräkning av flöden före åtgärd					
Flöden (m ³ /år)					
	Infiltration (m ³ /år)	Infiltrerad nederbörd	Grundvatten	Vattenvariation	Totalflöde
Delområde A	0.3	1 500	5 046	1 204	7 750
Delområde B	0.3	2 250	13 876		16 126

Variationer i vattenstånd			
Period (dgn)	1	7	60
Amplitud (m)	0.05	0.1	0.2
		0.2	0.4
En årscykel av variationen i vattenståndet simuleras genom att anta variationer med en period av 1 dagn, 1 vecka, 2 månader samt 6 månader med olika amplitud. Amplitud (och period) kan varieras så att vattenståndsvariationerna över 1 år kvalitativt överensstämmer med observerade variationer.			

Figur 6.5 Kalkylbladet Flöden

6.2.3 Källterm

Under Val av beräkningsmodell på Huvudsidan kan användaren välja mellan tre olika beräkningsmodeller: TAC-modell, K_d -modell med konstant utlakning eller K_d -modell med avtagande utlakning. I detta inledande beräkningsexempel beräknas föroreningstransporten med K_d -modellen med konstant utlakning, varför källtermsdata ej behöver anges. Källtermsdata ska däremot anges i bladet Källtermsdata då TAC-modellen används som beräkningsmodell (se nedan Beskrivning av lakning).

6.3 Transport och belastning

6.3.1 Transportdata

I bladet Transportdata ges möjligheten att för varje delområde definiera två olika transportvägar då ett delområde visar på alternativa flödesvägar med väsentligt olika transportegenskaper men med samma recipient. Alternativa transportvägar anges genom flödesfördelningen, dvs. som andelen av det totala vattenflödet för Väg 1 respektive Väg 2. Vidare ska för respektive transportväg även anges transportavstånd, Peclet-tal och flödesporositet samt ett K_d för sorption under transport.

I exempelberäkningen är Väg 1 och Väg 2 för delområde A definierade som alternativa transportvägar från delområdet till viken. Närheten till viken från delområde A medför att 90 % av det totala vattenflödet antas spridas med den snabbare transportvägen (Väg 1) och 10 % med den långsammare transportvägen (Väg 2). På samma sätt antas på grund av närheten till bäcken från delområde B att 80 % transporteras med den snabbare transportvägen (Väg 1) och 20 % med den långsammare transportvägen (Väg 2).

Notera att Väg 1 och Väg 2 har olika transportegenskaper, inte olika recipienter. Antas skillnaden i transportegenskaper som små mellan alternativa transportvägar så kan hela flödet (100 %) antas spridas med en transportväg.

Medelavståndet för respektive transportväg anges till 25 och 200 meter för både delområde A och B. Peclets tal har satts till 10 för båda delområdena.

Flödesporositeten som används för beräkning av transporttiden har satts till 0,1 för transportväg 1 och till 0,5 för transportväg 2 (se figur 6.6). För samtliga transportvägar och delområden uppskattas andelen av jordvolymen som är tillgänglig för sorption, f_{sorp} , till 5 m/m.

Vidare anges ett K_d för sorption under transport. K_d -värdet är ämnesspecifikt och anges således för respektive ämne, delområde och transportväg. Notera att detta K_d -värde inte är samma K_d -värde som används i Källtermsmodellen och som vanligen beräknas utifrån lakdata. (se Gustafsson m.fl., 2007). K_d -värden för sorption anges till 0,05 m³/kg för arsenik och 0,03 m³/kg för zink.

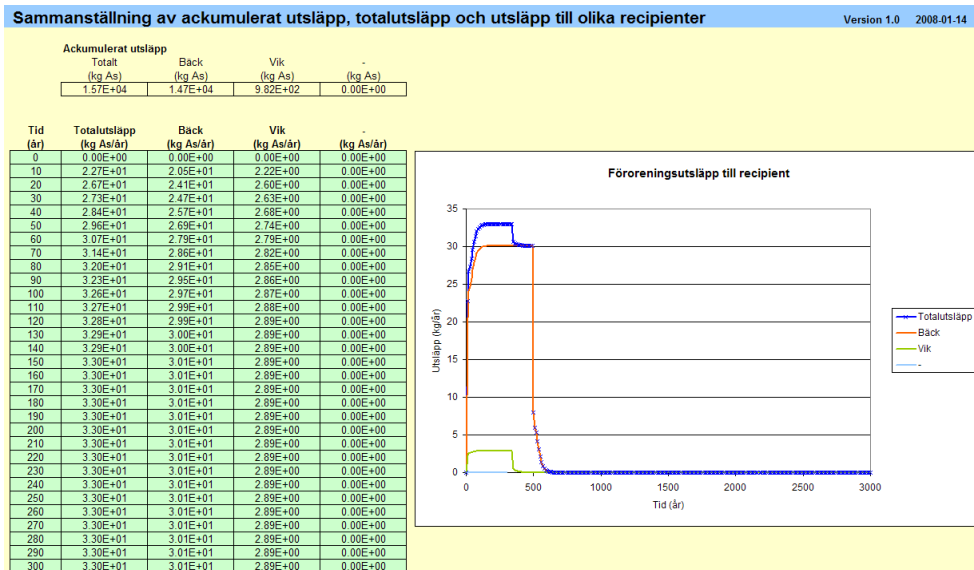
Transportdata för alternativa transportvägar														
Version 1.0 2008-01-14														
Transportbeskrivande indata:														
Flödesfördelningen anges i procent och är fördelningen av totalflöde mellan de olika transportvägarna. Avståndet är ett medelvärde i meter som föroreningen transporteras från delområdet till recipienten.														
Recet-läret anger om advektion eller diffusion dominerar föroreningstransporten, $Pe > 100$ (advektion), $Pe < 10$ (Diffusion).														
Delområde	Beskrivning	Recipient	Flödesfördelning (%)		Avstånd (m)		Recet (-)		Flödesporositet (-)		f_{sorp} (-)		Transporttid (år)	
			Väg 1	Väg 2	Väg 1	Väg 2	Väg 1	Väg 2	Väg 1	Väg 2	Väg 1	Väg 2	Väg 1	Väg 2
1	Delområde A	Vik	90%	10%	25	200	10	10	0.1	0.5	5	5	4.0E-02	1.6E+00
2	Delområde B	Bäck	80%	20%	25	200	10	10	0.1	0.5	5	5	4.0E-02	1.6E+00
3														
4														
5														
6														
7														
8														
9														
10														
11														
12														
13														
14														
15														
16														
17														
18														
19														
20														
21														

Fördelningskoefficient för sorption														
Delområde	Beskrivning	Recipient	K_d -sorption (m ³ /kg)		Ämne K_d för sorption för olika transportvägar och föroreningar.				K_d -sorption under transport - Väg 2 (m ³ /kg)					
			Väg 1	Väg 2	As	Zn	As	Zn	As	Zn				
1	Delområde A	Vik	0.05	0.05	0.05	0.03	-	-	0.05	0.03	-	-	-	-
2	Delområde B	Bäck	0.05	0.05	0.05	0.03	-	-	0.05	0.03	-	-	-	-
3														
4														
5														
6														

Figur 6.6 Kalkylbladet Transportdata

6.3.2 Källa-transport

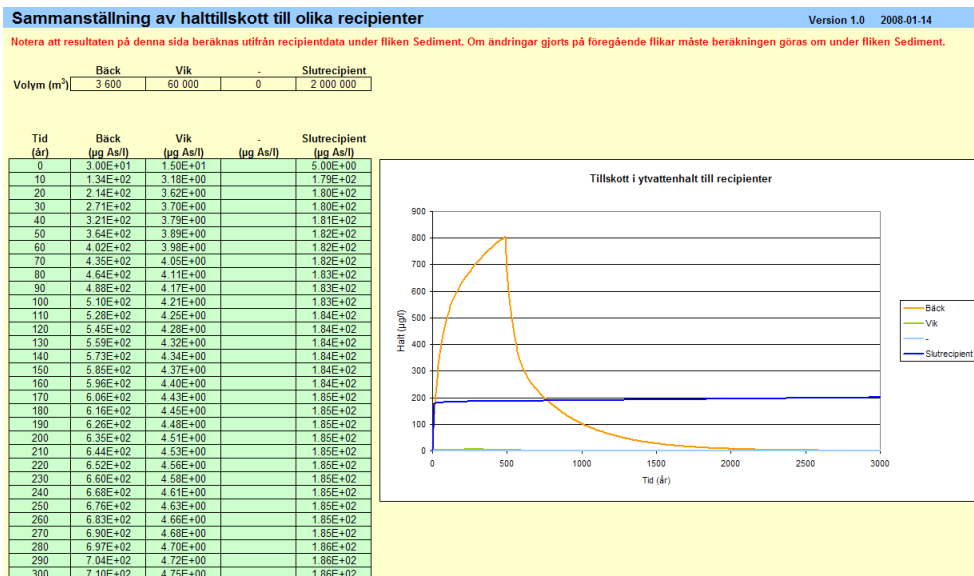
I kalkylbladet Källa-transport beräknas föroreningsutsläppet för respektive delområde och transportväg. Användaren kan inte göra några ändringar i detta blad och resultaten presenteras i kalkylbladet Belastning där det framgår att beräkningsexemplets maximala, årliga utsläpp uppgår till ca 33 kg As/år. Om zink väljs som simulerat ämne på Huvudsidan, framgår att utsläppet beräknas till ca 31 kg Zn/år. Summerat över den simulerade tidsperioden innebär det ett totalutsläpp på ca 15 700 kg As, eller ca 29 000 kg Zn, efter 3 000 år, vilket framgår av figur 6.7. I bladet Maxutsläpp redovisas maximalt utsläpp från respektive delområde och vid vilken tidpunkt det maximala utsläppet inträffar samt hur stor andel av ett delområdes utsläpp som det maximala utsläppet utgör. I bladet Graf-Utsläpp per delområde ges en grafisk redovisning av belastningen med avseende på delområde och transportväg.



Figur 6.7 Resultatsidan Belastning före åtgärder.

6.3.3 Sediment

Föroreningsens vidare spridning till recipienternas ytvatten och sediment beräknas i kalkylbladet Sediment, där användaren kan välja tidsteg (dt). Här används tidsteget 1 år för beräkning av föroreningsmängderna.



Figur 6.8 Resultatsidan Halter ytvatten med en sammanställning av halttillskott före åtgärder.

Figur 6.8 är ett utsnitt från resultatsidan Halter ytvatten och visar en sammanställning av halttillskott till de olika recipienterna. Eftersom delområde B har relativt höga medelhalter och flöden samt att transporten från detta delområde i största utsträckning sker till bäcken, är det till bäcken det största halttillskottet sker. Maximala tillskottet till bäcken uppgår till ca 800 µg As/l och ca 810 µg Zn/l. På samma sätt är tillskottet till viken lägre eftersom delområde A är mindre förorenat. Maximala tillskottet till viken är ca 5 µg As/l och ca 15 µg Zn/l. Tillskottet av

arsenik till sjön är relativt konstant kring 200 µg As/l medan tillskottet av zink ännu inte nått sitt maximum efter 3000 år då tillskottet är ca 600 µg Zn/l. På motsvarande vis presenteras halter i ytsediment och djupsediment på resultatsidan **Halter sediment**. I bladet **Graf-Sediment** ges en grafisk redovisning av den årliga förorenings-spridningen till recipienternas ytvatten, ytsediment och djupsediment.

6.4 Åtgärder

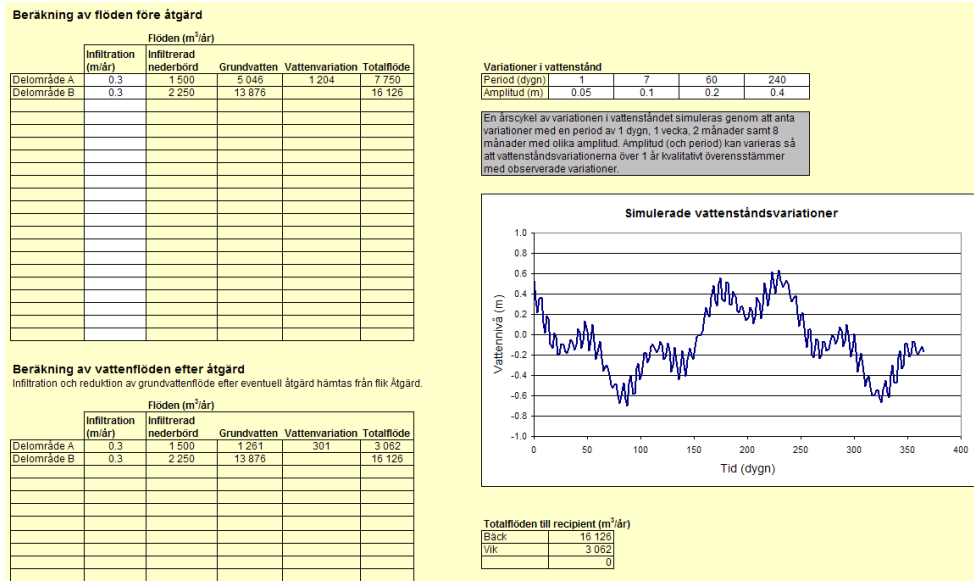
I nästa steg i beräkningsexemplet vidtas saneringsåtgärder genom att dels schakta bort förorenade massor från delområde B, eftersom förorenings-spridningen från detta område ger det största bidraget till det totala utsläppet, och dels installera en barriär i delområde A. Barriären har till uppgift att förhindra spridning av förorening med grundvattnet till sjön. I bladet **Åtgärder** anges de önskade åtgärderna genom att bocka för Barriär för delområde A och Utgrävning för delområde B. Då en åtgärd bockas ändrar tillhörande cell/celler färg från gul till vit. I vita celler ska indata anges. Barriärinstallationen antas ge 75% reduktion av grundvattenflödet och medelhalten i ersättningsmassorna anges till 8 mg As/kg TS och 15 mg Zn/kg TS, se figur 6.9.

Val av åtgärd för respektive delområde										Version 1.0 2008-01-14	
Valj åtgärd genom att ange utgrävning, övertäckning och/eller barriär. Kombinationer av åtgärder kan anges.											
Vid val av utgrävning skall även halter i ersättningsmassor anges.											
Vid val av övertäckning skall även infiltration genom tätskikt anges.											
Vid val av barriär skall även reduktion av grundvattenflöde anges.											
Delområde	Beskrivning	Recipient	Beskrivning av åtgärd	Ange önskad åtgärd			Övertäckning Ange infiltrationen (m/år) som erhålls genom installation av tätskikt.	Barriär Ange reduktionen av grundvattenflöde (%) som erhålls genom installation av barriär.	Utgrävning Ange medelhalt (mg/kg TS) i ersättningsmassor för respektive delområde och ämne.		
				Utgrävning	Övertäckning	Barriär			As	Zn	
1	Delområde A	Vik	Utgrävning	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>		75.0%			
2	Delområde B	Bäck	Inkapsling	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>			8	15	
3				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
4				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
5				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
6				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
7				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
8				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
9				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
10				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
11				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
12				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
13				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
14				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
15				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
16				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
17				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
18				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
19				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
20				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					
21				<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>					

Figur 6.9 Saneringsåtgärder och åtgärdsambition anges välj på sidan Åtgärder.

6.4.1 Effekt av åtgärder

Den installerade barriären i delområde A medför en 75 procentig reduktion av dels grundvattenflödet från 5 046 m³ till 1 261 m³ och dels vattenflödet som orsakas av variationer i vattenstånd från 1 204 m³ till 301 m³ (se *Beräkning av vattenflöden före respektive efter åtgärd* i bladet *Flöden*, figur 6.10). Utgrävningen i delområde B reducerar mängden arsenik med 92% och mängden zink med 85% (se *Efter åtgärd*, figur 6.11).



Figur 6.10 Beräkning av vattenflöden före och efter åtgärd på sidan Flöden.

Halter i förorenade områden efter åtgärd Version 1.0 2008-01-14

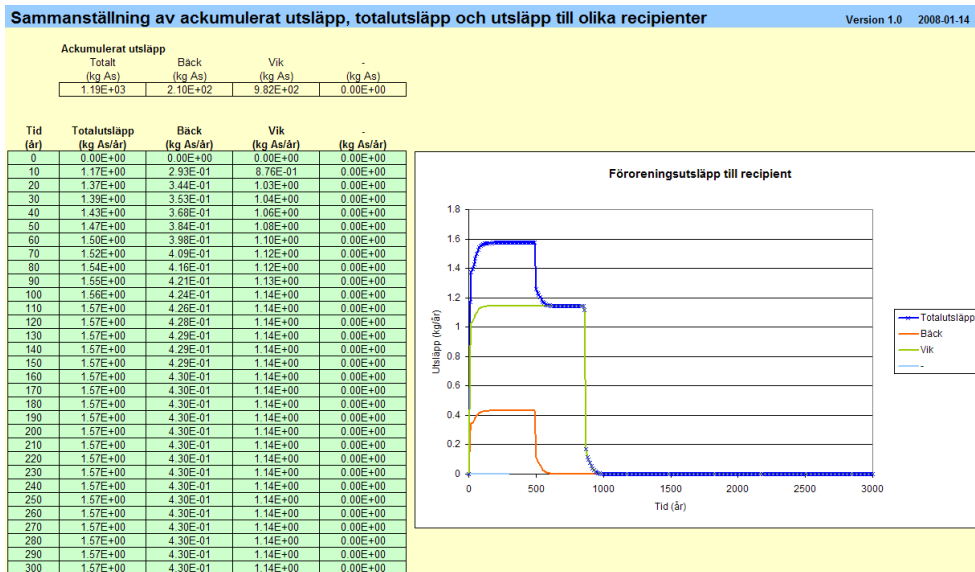
Redovisning av medelhalter och mängder efter åtgärd för de aktuella föroreningarna.

	As	Zn	-	-	-	-	-
Summerade mängder före åtgärd (kg)	15 680	28 980	0	0	0	0	0
Summerade mängder efter åtgärd (kg)	1 190	4 384	0	0	0	0	0
Reduktion (%)	92	85					

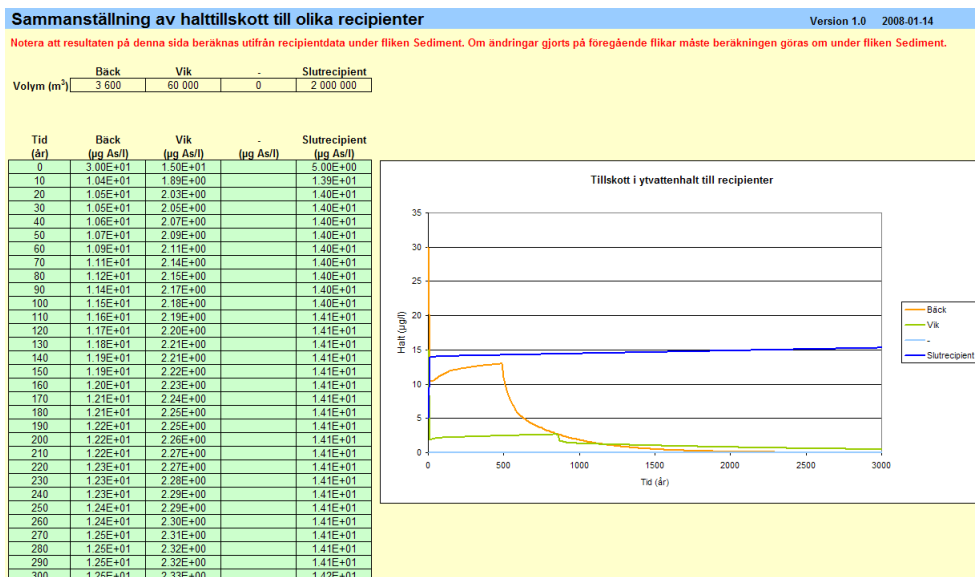
Delområde	Beskrivning	Medelhalt av As (mg/kg TS)	Medelhalter (mg/kg TS)				Mängder (kg)			
			As	Zn	-	-	As	Zn	-	-
1	Delområde A	112	112	456			980	3 990		
2	Delområde B	8	8	15			210	394		

Figur 6.11 Beräkning av föroreningsmängder efter åtgärd på sidan Efter åtgärd.

Totalt sett innebär saneringsåtgärderna att det maximala, årliga totalutsläppet av arsenik har reducerats från 33 kg As/år före åtgärderna till ca 1,5 kg As/år (se figur 6.12). Åtgärderna medför att utsläppet av zink reduceras från 31 kg Zn/år till ca 2,7 kg Zn/år. Sett över den simulerade tidsperioden är det summerade totalutsläppet efter åtgärder ca 1190 kg As och 4380 kg Zn efter 3 000 år. Figur 6.13 redovisar halttillskott till ytvatten i recipienterna efter åtgärder och visar på en betydande reduktion av utsläpp till bäcken eftersom delområde B är sanerat och fyllt med ”rena” ersättningsmassor, vilket reducerat föroreningstransporten till bäcken.



Figur 6.12 Resultatsidan Belastning efter åtgärder.



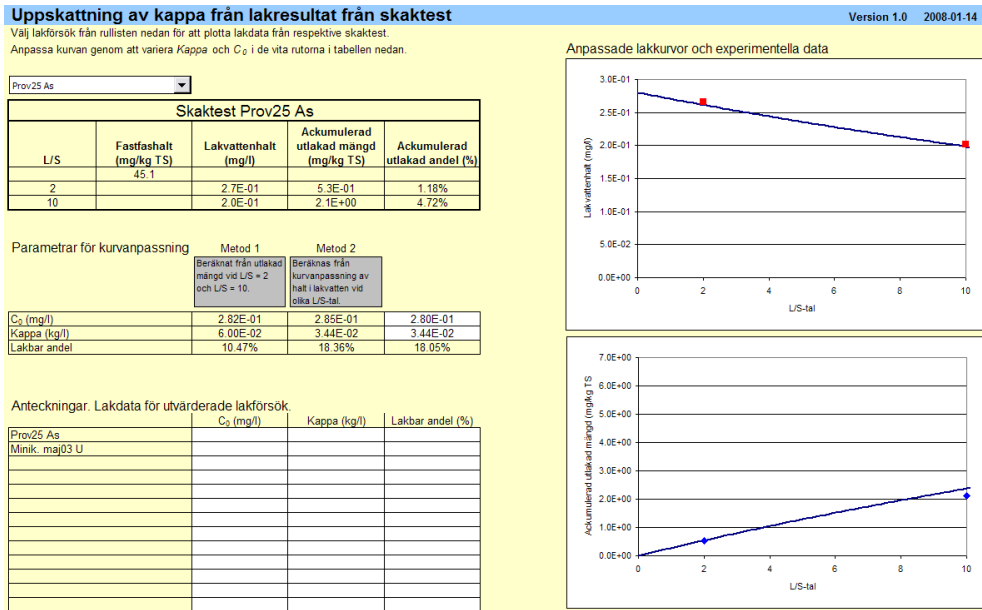
Figur 6.13 Resultatsidan Halter ytvatten med en sammanställning av halttillskott efter åtgärder.

6.5 Beskrivning av lakning

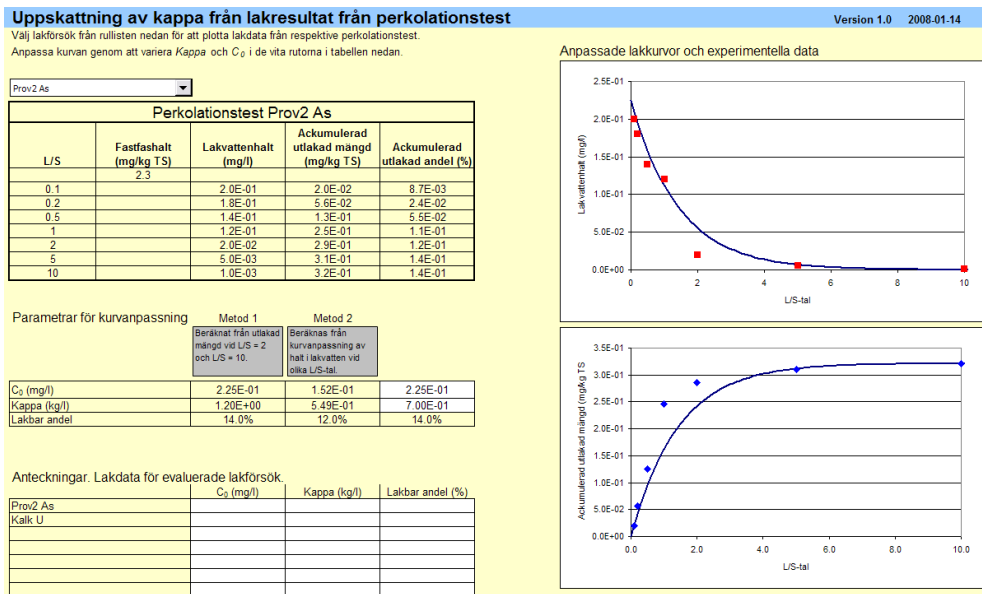
En utvidgning av beräkningsexemplet kan utföras genom att välja TAC-modellen på Huvudsidan och därigenom inkludera en utvärdering av föroreningarnas lakbarhet. Vid tillämpning av TAC-modellen ska ytterligare ett val göras med hjälp av radioknapparna på sidan Källtermsdata. Användaren kan välja mellan att *Utvärdera lakbarhet från lakdata* eller att *Beräkna C₀ från fastfashalt*.

6.5.1 Utvärdera lakbarhet från lakdata

I följande exempel beskrivs hur modellen används för att utvärdera lakbarhet från genomförda laktest. Figur 6.14 visar ett utsnitt från sidan Lakdata där analysdata



Figur 6.15 Utvärderingssidan Skaktest



Figur 6.16 Utvärdering av Perkolationstest.

Efter utförd utvärdering av lakförsöken matar användaren in slutliga värden för C_0 , lakbar andel och Kappa i avsedda fält på sidan **Källtermsdata** varefter simuleringen fullbordas på samma sätt som i det tidigare exemplet.

7 Diskussion och slutsatser

I fas 1 av projektet ”Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling” gjordes olika jämförelser av spridningen från förorenade områden med utsläpp från andra föroreningskällor av naturligt ursprung eller orsakade av mänsklig verksamhet. Dessa uppskattningar visade att förorenade områden inte är en obetydlig källa för förorenings-spridning. Utförda uppskattningar, men även fall från verkligheten såsom Emån, visar att förorenade områden lokalt kan vara mycket betydelsefulla föroreningskällor.

Det finns således ett stort behov av att på ett effektivt sätt kunna uppskatta utsläppen från ett förorenat område samt bedöma effekten av olika efterbehandlingsåtgärder. För detta ändamål har en Excelbaserad beräkningsmodell tagits fram som skall underlätta snabba bedömningar av förorenings-spridningen.

De processer som orsakar spridning är komplicerade och interagerar ofta med varandra. En fullständig matematisk beskrivning av dessa processer blir därför mycket komplicerad. Dessutom är det svårt och dyrbart att mäta många av de parametrar som krävs och dessa är därför bristfälligt kända.

Ofta är det dock inte en detaljerad bild av förorenings-spridningen som krävs för en riskbedömning utan snarare en enkel översikt som visar på viktiga områden, processer, spridningsvägar och parametrar samt ger en uppfattning om storleksordningen på spridningen. Med denna översikt som underlag kan behovet av ytterligare undersökningar, utredningar och modelleringar bedömas.

Det är dock viktigt att betona att den framtagna modellen, liksom alla modeller, bara ger en matematisk uppskattning av en komplicerad verklighet. Modellen är i stora delar robust i sin enkelhet, men försummar eller förenklar många viktiga processer. Användning av en modell kan därför aldrig ersätta en kritisk granskning och bedömning av rimligheten av resultat. En sådan granskning ska grunda sig på resultat från olika typer av undersökningar avseende hydrologi, kemi, biologi ekotoxikologi, m.m.

I rapporten diskuteras också olika metoder att värdera effekten av utsläpp och modellen tar fram ett underlag för att göra denna jämförelse. Vi har dock avsiktligt undvikit att ta fram ett system där risknivån automatiskt bedöms. Orsaken är att vi menar att en sådan bedömning inte kan göras på ett automatiserat sätt utan en rad olika bedömningskriterier måste vägas in: De halter som kan uppkomma på ställen där förorening kan komma i kontakt med biologiskt liv, den föroreningsbelastning som området bidrar med, områdets ekologiska status och övrig belastning från omgivningen.

Vi ger exempel på olika sätt att kunna bedöma de halter som uppkommer i miljön, dels utifrån avvikelse från bakgrund och dels utifrån uppskattningar av den risk dessa halter innebär. För ämnen som kan förväntas stanna kvar länge i miljön är en jämförelse med bakgrundshalter oftast mest relevant. En förhöjning av halten metaller eller persistenta organiska ämnen (POP-ämnen) på grund av ett utsläpp innebär en mycket långvarig påverkan på ekosystemet. Effekterna av en sådan påverkan är mycket svår att bedöma, speciellt om man ligger i halter som normalt inte förekommer i naturen. För mindre långlivade ämnen (nedbrytbar eller flyktiga)

kommer påverkan att vara mer kortvarig och de effekter som kan uppkomma är i princip lättare att bedöma.

En rad olika listor med värden på haltkriterier har tagits fram i olika sammanhang. I detta arbete presenteras dock inte några sådana haltkriterier. Orsaken till detta är att sådana listor mycket snabbt blir förändrade och att det för närvarande håller på att tas fram kriterier för en rad ämnen inom EU och i Sverige. Vi hänvisar istället till de organisationer som arbetar med dessa kriterier såsom Naturvårdsverket, EU, m.fl.

Den beräkningsmodell som tagits fram kan utvecklas i flera avseenden. Det gäller till exempel metoder för att enkelt beskriva utlakning och transport i heterogena system samt enkla metoder att beskriva hur läckage till sjöar och vattendrag fördelar sig och hur föroreningar omsätts i mark och sediment.

Referenser

- Aastrup M och Lewin Pihlblad L (2004): *Organiska miljögifter i grundvatten i naturliga skogsekosystem*. Sötvatten, s. 14-17.
- Adielsson S, Törnquist M och Kreuger J (2006): *Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2005*. Ekohydrologi 94, SLU.
- Adielsson S, Törnquist M och Kreuger J (2007): *Bekämpningsmedel (växtskyddsmedel) i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2006*. Ekohydrologi 99, SLU.
- Berggren Kleja D, Elert M, Gustafsson J P, Jarvis N och Norrström A-C (2006): *Metallers mobilitet i mark*. Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. NV 5536, Naturvårdsverket.
- von Brömssen M, Gunnemyr L, Lindstrand O, Jonasson S (2006): *Modeller för transport och spridning av föroreningar – fas 1*, Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Rapport 5541, Naturvårdsverket.
- Ejhed H, Zakrisson J, Ryegård A, Liljeberg M, Westling O, Munthe J, Ugglå E (2005): *Uppskattning av utsläpp för Cd, Hg, Cu och Zn på TRK-områden*. Slutrapport januari 2005. Rapportserie SMED och SMED&SLU Nr 15 2005.
- Elert M (2006): *Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling – fas 1*. Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Rapport 5540, Naturvårdsverket.
- Elert M, Fanger G, Höglund L O, Jones C, Suér P, Wadstein E, Bjerre-Hansen J och Grøn C (2006): *Lakteter för riskbedömning av förorenade områden – huvudrapport och underlagsrapport 1a*. Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Rapport 5535, Naturvårdsverket.
- Elert M, Eliaeson K, Strandberg J, Nilsson S, Wadstein E, Enell E, Berggren D och Gustafsson J P (2008): *Förorenings-spridning – tillämpning och utvärdering av metoder*. Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Rapport 5834, Naturvårdsverket.
- Europeiska Gemenskapernas Kommission (2006): *Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2000/60/EG*. 2006/0129 (COD). Bryssel 17 juli 2006.
- Gustafsson J P, Elert M, Berggren Kleja D, Jarvis N (2007): *Modeller för spridning av metaller från mark till vatten*. Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Rapport 5741, Naturvårdsverket.
- Gustafsson L-G, Refsgaard A, Sabel U (2006): *Datormodeller för förorenings-spridning fas 1*, Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Rapport 5534, Naturvårdsverket.

Gustafsson L-G och Refsgaard A (2007): *Datormodeller för förorenings-spridning fas 2*, Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Rapport 5676, Naturvårdsverket.

Hjelmar O, Holm J, Gudbjerg J, Bendz D, Suèr P, Rosqvist H, Wahlström M och Laine-Ylijoki J (2006): *Development of criteria for acceptance of monolithic waste at landfills*. TemaNord 2006:555. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Jonasson S, von Brömssen M, Gunnemyr L, Lindstrand O (2007): *Modeller för transport och spridning av föroreningar – fas 2*, Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Rapport 5692, Naturvårdsverket.

Jones C, Allard A S, Bengtsson B E, Gilek M, Gunnarsson J (2006): *Förbättrade miljöriskbedömningar*. Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Rapport 5538, Naturvårdsverket.

Kreuger J, Törnquist M & Kylin H (2004): *Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2003*. Ekohydrologi 81, 2004.

KUR, KemikalieUtsläppsRegistret, www.naturvardsverket.se, Naturvårdsverket.

Länsstyrelsen Västra Götalands Län (2006): *Miljögifter i ytvatten – en studie av förekomsten av vattendirektivsämnen och andra miljögifter i västsvenska ytvatten*. Ett samarbete inom Vattenmyndigheten Västerhavet mellan länsstyrelserna i Västra Götalands, Värmlands, Hallands, Dalarnas, Jönköpings och Örebro län. Rapport 2006:68.

Munthe J, m.fl., (2007): *Spridning och omvandling av kvicksilver från förorenade områden*, ännu ej publicerad från Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering., Naturvårdsverket.

Müller D (2006): D18: *Final Proposal For A Methodology To Set Up Groundwater Threshold Values in Europe*, BRIDGE - Background cRiteria for the Identification of Groundwater thresholds, Specific targeted Research Project, Scientific Support to Policies (SSP).

Naturvårdsverket (1996): *Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden*. Naturvårdsverket Rapport 4639.

Naturvårdsverket (1997): *Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning*. Efterbehandling och sanering. Rapport 4638.

Naturvårdsverket (1999): *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav*, NV Rapport 4914.

Naturvårdsverket (2000): *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*, NV Rapport 4913.

Naturvårdsverket (2006): *Sötvatten Årsskrift från miljöövervakningen*. Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2007): *Screening inom miljöövervakningen. Fakta om hur screening går till och vilka resultat den kan ge*. Naturvårdsverket.

Skyllberg U, Drott A, Lambertsson L, Björn E (2006): *Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment*, Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Rapport 5629, Naturvårdsverket.

SLU (2005): Miljöövervakningsdata. www.slu.se

Sternbeck J, mfl, (2007): *Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment*, Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering, Rapport 5886 Naturvårdsverket.

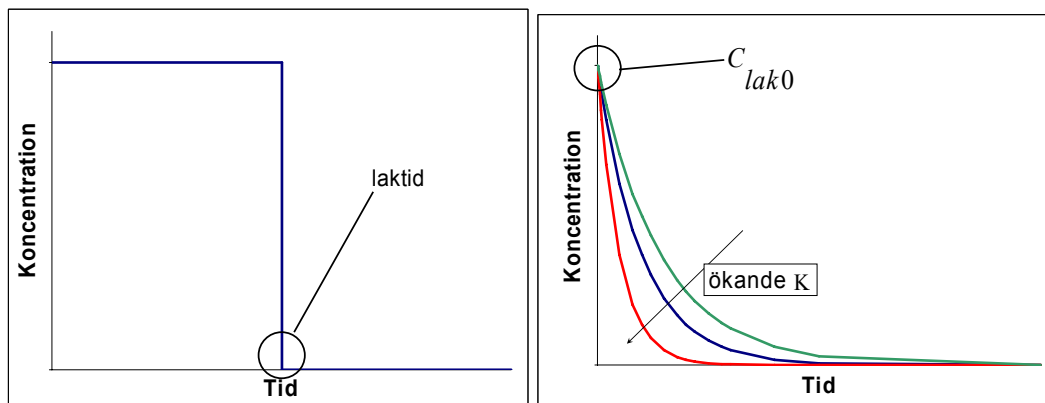
SWECO (2007): *Nationwide screening of WFD priority substances*, SWECO VIAK Screening Report 2007:1.

Törnquist M, Kreuger J, Adielsson S och Kylin H (2005): *Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2004*. Ekohydrologi 87, SLU.

Bilaga1 Utlakning från förorenad mark

När vatten som infiltrerar genom marken kommer i kontakt med förorenad jord lakas förorening till vattnet. Jordens benägenhet att frigöra föroreningar vid kontakt med vatten brukar betecknas lakbarhet. En låg lakbarhet innebär att föroreningen sitter hårt bunden till jorden och att överföringen till vattnet går därför långsamt.

Modellen är utformad så att frigörelsen av föroreningar från den förorenade jorden kan beskrivas på två olika sätt. Antingen sker en konstant frigörelse av förorening, i kg/år, under en viss tid (laktid). Detta ger en konstant halt i det vatten som lämnar deponin (lakvattnet) enligt den vänstra figuren nedan. Det andra alternativet innebär att koncentrationen i lakvattnet avtar exponentiellt enligt den högra figuren nedan. Formen på kurvan styrs av parametern kappa (κ). Ett högt värde på κ innebär en snabb utlakning.



Figur B1-1. Koncentration i lakvatten som en funktion av tid för en konstant lakhastighet (vänster) och exponentiellt avtagande lakhastighet (höger).

All aktivitet i en jord är inte lakbar. Detta beaktas i modellen genom att användaren anger hur stor andel av den totala föroreningsmängden som kan lakas ut.

K_d -modellen (konstant utlakning). Laktestet används för att ta fram ett K_d -värde. Detta K_d -värde används sedan för att utifrån totalhalten i den förorenade jorden beräkna en initial halt i lakvätskan enligt:

$$C_0 = \frac{C_{fastfas}}{K_{d, lakning}}$$

Detta innebär att för material med en totalhalt som motsvarar det i lakprovet erhålls ett C_0 i samma storleksordning som i laktestet.

Den totala utlakningstiden beräknas med hjälp av en massbalans enligt:

$$T_{lak} = \frac{K_{d, lakning} V \rho}{Q \cdot 1000}$$

där

V = volymen av den förorenade jorden som vatten passerar genom (m)

Q = vattenflödet (m³/år)

ρ = densiteten på den förorenade jorden (kg/m^3)

TAC-modellen. Laktestet används för att bestämma initial halt i det vatten som lakas från den förorenade jorden, C_0 . Med hjälp av det Kappa (κ) som erhålls från lakförsöken beräknas hur halten i laklösningen avtar exponentiellt med tiden enligt:

$$C(t) = C_0 e^{-\gamma t}$$

där:

$$\gamma = \kappa \frac{Q}{V\rho}$$

Halten i laklösningen som funktion av tiden används som randvillkor till transportmodell för grundvattenzonen, se bilaga 2.

Bilaga 2 Transport av föroreningar med grundvattnet

Föroreningar som lakas ut från den förorenade marken med infiltration eller genomströmmande grundvatten transporteras vidare med grundvattnet i de vattenförande lagren. De dominerande transportprocesserna antas vara advektion och dispersion. Transporten med grundvattnet fördröjs genom att föroreningen fastläggs på det fasta materialet i marken.

I modellen beräknas spridningen i föroreningar i två steg:

- Transporten beräknas längs en transportväg från det förorenade området till en recipient och beräkning av halter i recipienten.
- Den utspädning som sker under transporten till brunnen eller i ytvattnet beräknas.

Ingen hänsyn tas till eventuella förändringar av den geologiska barriärens egenskaper med tiden.

Modell för transport av föroreningar

Transporten av föroreningar längs en transportväg beskrivs med advektions-dispersionsekvationen. I en dimension skrivs den som:

$$R_f \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - u \frac{\partial C}{\partial z}$$

där

R_f	= fördröjningsfaktor ($R_f = 1 + \rho_b K_d / \epsilon_{sorp}$) (-)
ρ_b	= bulkdensitet (kg/m^3)
K_d	= fördelningskoefficient (m^3/kg)
ϵ_{sorp}	= porositet för beräkning av fastläggningskapacitet (-)
C	= koncentration (mg/l)
t	= tid (år)
D	= dispersionskoefficient ($\text{m}^2/\text{år}$)
z	= avstånd (m)
u	= vattenhastighet ($\text{m}/\text{år}$)

Genom att lösa denna ekvation kan man beskriva hur halten och flödet av förorening varierar med tiden t och avståndet z från det förorenade området. I modellen används analytiska lösningar av denna ekvation. Den analytiska lösningen beror av randvillkoren och är något annorlunda för de olika lakmodeller som ingår i beräkningsmodellen.

Konstant lak hastighet under tiden t_{lak}

Vid konstant lak hastighet under en given tid gäller följande initial- och randvillkor:

$$C(z,0) = 0$$

$$C(0,t) = \begin{cases} C_0 & 0 < t \leq t_{lak} \\ 0 & t > t_{lak} \end{cases}$$

$$\frac{\partial C}{\partial z}(\infty,t) = 0$$

Den analytiska lösningen till advektions-dispersionsekvationen ges i detta fall av:

$$C(z,t) = \begin{cases} C_0 \cdot A(z,t) & 0 < t \leq t_{lak} \\ C_0 \cdot (A(z,t) - A(z,t-t_{lak})) & t > t_{lak} \end{cases}$$

där

$$A(z,t) = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{R_f z - ut}{2\sqrt{DR_f t}} \right] + \frac{1}{2} \exp(uz/D) \operatorname{erfc} \left[\frac{R_f z + ut}{2\sqrt{DR_f t}} \right]$$

Denna lösning baseras på antagandet att Peclets tal, $Pe=uz/D$, är konstant längs transportvägen.

Exponentiellt avtagande lak hastighet

För lakning med exponentiellt avtagande hastighet gäller följande initial- och randvillkor:

$$C(z,0) = 0$$

$$C(0,t) = C_0 \cdot \exp(-\gamma \cdot t) \quad t > 0$$

$$\frac{\partial C}{\partial z}(\infty,t) = 0$$

Analytisk lösning till advektions-dispersionsekvationen för dessa randvillkor ges av (van Genuchten och Alves, 1982):

$$C(z,t) = \frac{C_0 \cdot \exp(-\gamma \cdot t)}{2} \cdot A(z,t)$$

där

$$A(z,t) = \exp\left(\frac{z \cdot u}{2 \cdot D} - \frac{z}{\sqrt{D}} \cdot \sqrt{B}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{z}{2 \cdot \sqrt{\frac{D \cdot t}{R_f}}} - \sqrt{B \cdot t}\right) + \\ + \exp\left(\frac{z \cdot u}{2 \cdot D} + \frac{z}{\sqrt{D}} \cdot \sqrt{B}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{z}{2 \cdot \sqrt{\frac{D \cdot t}{R_f}}} + \sqrt{B \cdot t}\right)$$

$$B = \sqrt{\frac{u^2}{4DR_f} - \gamma}$$

och

γ definieras enligt bilaga 1.

Referenser

van Genuchten M Th och Alves W J (1982): Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation, Technical Bulletin 1661, United States Department of Agriculture.

Bilaga 3 Vattenflöden på grund av nivåvariationer i ytvatten

Uppskattning av de flöden som kan uppkomma på grund av nivåvariationer i ett intilliggande ytvatten har gjorts genom analogi med värmetransport. Lösningen för transport av värme in i en kropp med en yta med oscillerande temperatur ges av Carslaw och Jaeger (1997). Transport av värme ges av följande ekvation:

$$C \frac{\partial T}{\partial t} = K \frac{\partial^2 T}{\partial x^2}$$

där

C är värmekapaciteten

K är värmekonduktiviteten

T är temperaturen

För ett randvillkor när temperaturen på ytan varierar enligt:

$$T_{yta} = A \cos(\omega t)$$

med

A = amplituden

ω = vinkelfrekvensen (1/s) = 2π /Perioden

blir temperaturen inne i kroppen:

$$T(x, t) = A e^{-kx} \cos(\omega t - kx)$$

$$k = \sqrt{\frac{\omega}{2\kappa}}; \quad \kappa = \frac{K}{C}$$

Analogin med vattenflöde ges genom:

temperatur, T	→ vattnets tryckhöjd, h (m)
värmekapacitet, C	→ dränerbar porositet, S (-)
värmekonduktivitet, K	→ transmissivitet, T_s (m ² /s)
amplitud, A	→ maximal nivåvariation från medelnivån, A (m)

Transmissiviteten är den hydraulisk konduktivitet * akviferens mäktighet.

Vilket ger följande ekvation:

$$S \frac{\partial h}{\partial t} = T_s \frac{\partial^2 h}{\partial x^2}$$

med lösningen

$$h(x,t) = Ae^{-kx} \cos(\omega t - kx)$$

$$k = \sqrt{\frac{\omega}{2\kappa}}; \quad \kappa = \frac{T_s}{S}$$

För beräkningarna superponeras effekten av ett randvillkor med fyra sinusformade kurvor med olika amplitud och period. Transmissiviteten beräknas utgående från en akvifermäktighet på 1 meter.

Beräkningen av flödet

I ett första steg beräknas vatteninnehållet i marken inom en viss sträcka från strandlinjen vid givna tidpunkter under ett år genom numerisk integration. Sedan beräknas skillnaden i vatteninnehåll jämfört med tidigare tidsteg. Absolutvärdena på skillnaderna mellan tidstegen adderas, vilket ger ett mått på summan av flödet in i och ut ur marken under ett år. Det effektiva flödet för transporten är det flöde som går ut från marken, vilket motsvarar halva totalflödet. Det effektiva flödet multipliceras sedan med strandlinjens längd för att få ett totalt flöde ut ur området.

Referens:

Carslaw H S Jaeger J C (1997): *Conduction of heat in solids*, Second edition, Oxford Science Publications.

Bilaga 4 Matematisk beskrivning av transportprocesser i ytvatten och sediment

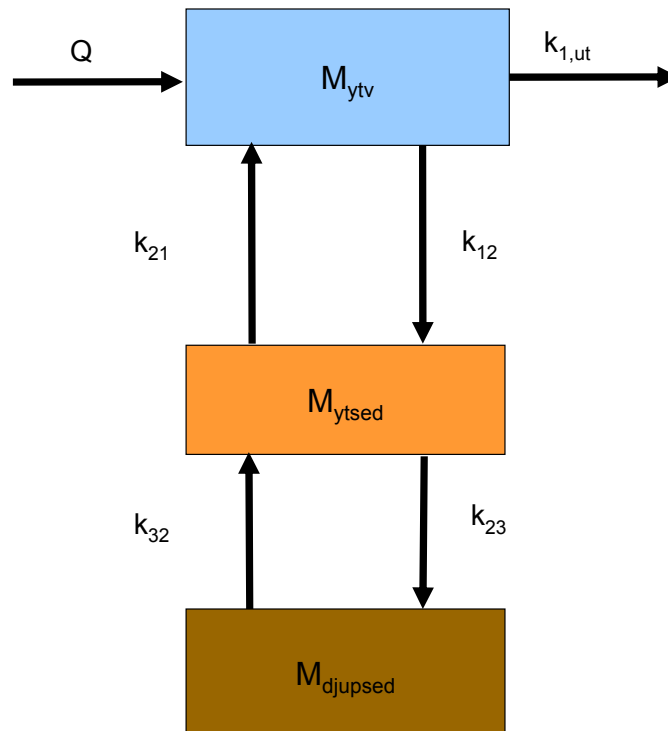
Transportmodellen som används för att uppskatta föroreningsmängder i ytvatten och sediment formuleras som en box-modell med tre boxar som var och en beskrivs med en massbalansekvation. De tre boxarna representerar ytvatten, yt-sediment och djupsediment och beskriver den totala föroreningsmängden i ytvattnet (M_{ytv}), ytsediment (M_{ytsed}) och djupsediment ($M_{djupsed}$), se figur B4-1.

$$\frac{dM_{ytv}}{dt} = Q - k_{1,ut}M_{ytv} - k_{12}M_{ytv} + k_{21}M_{ytsed}$$

$$\frac{dM_{ytsed}}{dt} = k_{12}M_{ytv} + k_{32}M_{djupsed} - k_{23}M_{ytsed} - k_{21}M_{ytsed}$$

$$\frac{dM_{djupsed}}{dt} = k_{23}M_{ytsed} - k_{32}M_{djupsed}$$

där föroreningsflödet Q (kg/år) ges av beräkningsmodellen för det förorenade området.



Figur B4-1. Struktur för recipientsystem med pilar som representerar föroreningstransport mellan ytvatten, ytsediment och djupsediment.

Överföringsfunktioner

Här följer en beskrivning av de aktuella överföringskoefficienterna för de samverkande processerna i recipientsystemet.

Utflyde av förorening från ytvatten

Det advektiva flödet av löst och adsorberad förorening från ytvattnet beskrivs med hjälp av det longitudinella vattenflödet i strömningsriktningen och volymen ytvatten:

$$k_{1,ut} = \frac{V_{adv}}{\Delta x} = \frac{Q_w}{A_{cross} \Delta x} = \frac{Q_w}{V_w}$$

Föroreningstransport från ytvatten till ytsediment genom diffusion, sedimentation och advektion

Det diffusiva fluxet över gränssytan mellan ytvatten och ytsediment beskrivs som:

$$\frac{2D_s \eta}{\Delta z_1 d}$$

där D_s är diffusionskoefficient (m^2/s), η sedimentens porositet (-), Δz_1 ytsedimentens mäktighet (m) och d ytvattendjup (m).

Transporten från ytvatten till ytsediment kan ske genom sedimentation av partikulärt material på vilka förorening adsorberats vilket beskrivs som:

$$\frac{K_d c_p V_{partsed}}{(1 + K_d c_p) d}$$

där K_d är fördelningskoefficient för suspenderat material (l/kg), c_p är halten suspenderat material (mg/l), $V_{partsed}$ är fallhastigheten för partiklar (m/år) och d är vattendjup i recipienten (m).

Den advektiva transporten av förorening från vattenmassan till ytsedimenten ges av:

$$\frac{V_z}{2d}$$

där V_z är överföringshastighet för advektion i sediment (m/s). Överföringskoefficienten som beskriver transporten av förorening från vattenmassan till ytsedimenten blir med hjälp av uttrycken för diffusion, sedimentation och advektion enligt följande:

$$k_{12} = \frac{2D_s \eta}{\Delta z_1 d} + \frac{K_d c_p V_{partsed}}{(1 + K_d c_p) d} + \frac{V_z}{2d}$$

Föroreningstransport från ytsediment till ytvatten genom diffusion, resuspension och advektion

Diffusion från ytsediment till vattenmassan uttrycks som:

$$\frac{2D_s\eta}{\Delta z_1^2(\eta + K_B\rho_{sed})}$$

där K_B är fördelningskoefficient i sedimenten (l/kg) och ρ_{sed} är sedimentens torrdensitet (kg TS/m³).

Transporten av förorening från ytsediment till vattenmassan kan ske genom resuspension av partikulärt material på vilka förorening adsorberats och beskrivs enligt:

$$\frac{V_{resusp}K_B}{\Delta z_1(\eta + K_B\rho_{sed})}$$

Transporten på grund av advektion i sediment och grundvattenströmning ges av:

$$\frac{(V_z + V_{gv})}{2\Delta z_1(\eta + K_B\rho_{sed})}$$

där V_{gv} är överföringshastighet som beskriver advektion på grund av grundvattenströmning (m/s). Överföringskoefficienten för diffusion, resuspension och advektion från ytsediment till ytvatten beskrivs därmed enligt:

$$k_{21} = \frac{4D_s\eta + (V_z + V_{gv})\Delta z_1 + 2V_{resusp}K_B\Delta z_1}{2\Delta z_1^2(\eta + K_B\rho_{sed})}$$

Föroreningstransport från ytsediment till djupsediment genom diffusion och inlagring

Transporten från ytsediment till djupsediment genom diffusion beskrivs enligt

$$\frac{2D_s\eta}{\Delta z_1^2(\eta + K_B\rho_{sed})}$$

Detta är motsvarande formel som för diffusionen från ytsediment till ytvatten eftersom diffusionsmotståndet antas ligga internt i ytsedimentet, box 2, vilket är det samma i båda riktningarna.

Föroreningstransporten från ytsediment till djupsediment på grund av inlagring genom sedimenttillväxt vid en nettosedimentation ges av:

$$\frac{(V_{partsed} c_p - V_{resusp}) K_B}{\Delta z_1 (\eta + K_B \rho_{sed})}$$

Överföringskoefficienten från ytsediment till djupsediment för diffusion och inlagring beskrivs enligt:

$$k_{23} = \frac{2D_s \eta + (V_{partsed} c_p - V_{resusp}) K_B \Delta z_1}{\Delta z_1^2 (\eta + K_B \rho_{sed})}$$

Föroreningstransport från djupsediment till ytsediment genom diffusion och advektion

Föroreningstransport på grund av diffusion från djupsediment till ytsediment uttrycks enligt:

$$\frac{2D_s \eta}{\Delta z_2^2 (\eta + K_B \rho_{sed})}$$

där Δz_2 är djupsedimentens mäktighet (m). Advektiv transport på grund av grundvattenströmning beskrivs som:

$$\frac{V_{gv}}{2\Delta z_2 (\eta + K_B \rho_{sed})}$$

Överföringshastigheten som beskriver transport av förorening från djupsediment till ytsediment beskrivs därmed enligt:

$$k_{32} = \frac{4D_s \eta + V_{gv} \Delta z_2}{2\Delta z_2^2 (\eta + K_B \rho_{sed})}$$

Parameter	Beskrivning	Enhet
V_w	Volym recipient	m ³
A_{cross}	Tvärsnittsarea recipient	m ²
D_s	Diffusionskoefficient	m ² /s
K_d	Fördelningskoefficient för suspenderat material	l/kg
K_B	Fördelningskoefficient i sediment	l/kg
M_{ytw}	Mängd förorening i ytvatten	kg
M_{ytsed}	Mängd förorening i ytsediment	kg
$M_{djupsed}$	Mängd förorening i djupsediment	kg
Q	Föroreningsflöde till recipient	kg/år
Q_w	Vattenflöde recipient	m ³ /s
V_{gv}	Advektiv överföringshastighet map grundvattenströmning	m/s
$V_{partsed}$	Fallhastighet av partikulärt material i vattenmassan	m/år
V_{resusp}	Överföringshastighet map resuspension	kg/m ² , år
V_z	Advektiv överföringshastighet i sediment	m/s
c_p	Halt suspenderad förorening	mg/l
Δx	Längd recipient	m
Δz_1	Mäktighet ytsediment	m
Δz_2	Mäktighet djupsediment	m
η	Sedimentens porositet	(-)
ρ_{sed}	Sedimentens torrdensitet	kg/m ³

Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling fas 2

RAPPORT 5867

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978- 91-620-5867-8
ISSN 0282-7298

I rapporten redovisas andra etappen av ett projekt som syftar till att inventera och utveckla metoder för att göra ändamålsenliga riskbedömningar av förorenade områden. Fokus ligger på uppskattning av spridning samt bedömning av den riskreduktion som olika behandlingsåtgärder kan ge. En Excelbaserad beräkningsmodell som ska underlätta snabba bedömningar av förorenings-spridningen har tagits fram. Modellen beräknar förorenings-läckage från ett förorenat område samt belastning och halter i närliggande recipienter.

I rapporten diskuteras också olika metoder att värdera effekten av utsläpp och modellen tar fram ett underlag för att göra denna jämförelse. Den ger också exempel på olika sätt att kunna bedöma de halter som uppkommer i miljön, dels utifrån avvikelse från bakgrund och dels utifrån uppskattningar av den risk dessa halter innebär.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehållet, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet; SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.

