

Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling fas 1

RAPPORT 5540 • MARS 2006



Kunskapsprogrammet



Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling – fas 1

Delrapport 1 Inventering av metoder för riskbedömning
av spridning från förorenade områden

Mark Elert
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 91-620-5540-2.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2006

Elektronisk publikation

Omslagsbild: Mark Elert (Brusaån vid f.d. sulfittfabriken i Mariannelund)

Förord

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

Den här rapporten redovisar projektet ”Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling” som har genomförts inom Hållbar Sanering. Detta är första fasen av ett projekt som syftar till att inventera och utveckla metoder för att göra ändamåls- enliga riskbedömningar av förorenade områden. Fokus ligger på att uppskatta spridning samt bedöma den riskreduktion som olika behandlingsåtgärder kan ge.

Rapporten har skrivits av Mark Elert på Kemakta Konsult AB. Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Tommy Hammar på länsstyrelsen i Kalmar län.

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

Naturvårdsverket februari 2006

Innehåll

Förord	3
Innehåll	5
Sammanfattning	6
Summary	7
1 Inledning	8
2 Problemställningar och avgränsningar	9
2.1 Avgränsningar	9
2.2 Risker med spridning från förorenade områden	9
2.3 Acceptabla läckage?	10
3 Uppskattning av utsläpp från olika källor	12
3.2 Relationer mellan olika belastningskällor	14
3.3 Uppskattning av utsläpp från förorenade markområden	18
3.4 Sammanställning av uppskattade utsläpp från förorenade områden	19
3.5 Exempel från Emåns avrinningsområde	23
4 Metoder för bedömning av olika utsläpp	31
4.1 Bedömning och värdering av utsläpp från förorenade områden	31
4.2 Metoder för bestämning av utsläpp från andra källor	35
5 Bedömning av spridning från förorenade områden	37
5.1 Spridningsmodeller	37
5.2 Användning av spridningsmodeller för riskbedömningar	39
5.3 Förslag till en enkel spridningsmodell för bedömning av riskreduktion	40
6 Diskussion	44
Referenser	47

Sammanfattning

Denna rapport redovisar första etappen av ett projekt som syftar till att inventera och utveckla metoder för att göra ändamålsenliga riskbedömningar av förenade områden. Fokus ligger på uppskattning av spridning samt bedömning av den riskreduktion olika behandlingsåtgärder kan ge. I rapporten redovisas och diskuteras olika metoder som används för att bedöma och värdera spridning från olika typer av källor.

Förorenade områden utgör en av många källor som bidrar till förorening av vår omgivning, t.ex. industrier, avloppsreningsverk, deponier, dagvatten samt diffusa utsläpp från land och sediment. I en riskvärdering ingår att ställa de miljöeffekter ett förorenat område har i relation till andra föroreningskällor. Viktiga parametrar är föroreningskällans storlek, långsiktighet och möjlighet att åtgärda. För att ta fram ett underlag för en sådan jämförelse krävs god kunskap om olika föroreningskällor i Sverige. I rapporten görs en genomgång av information om olika föroreningskällor och deras karakteristika. En jämförelse görs sedan med förhållandena vid några typiska förorenade områden.

De metoder som kan användas för förorenade områden redovisas och diskuteras. Dessa är dock ofta komplicerade och kräver detaljerade indata. Ett förslag ges till hur en enkel modell kan sättas upp för bedömning av risker för spridning från förorenade områden samt vilken riskreduktion olika behandlingsåtgärder kan ge.

Summary

This report presents the first 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 for evaluating different remediation measures. Different methods to assess and evaluate the effect of contaminant release from different sources are discussed and evaluated in the report.

Contaminated areas are one of many sources contributing to pollution of the environment, such as industry, sewage plants, disposal sites, storm water and diffuse releases from land and sediments. Setting the environmental effects of a contaminated area in relation to that of other types of sources is an important part in risk evaluation. Important parameters are the magnitude and the longevity of the contaminant source and the possibilities of setting in counter-measures. Good knowledge of different contamination sources is a necessary background for the risk evaluation. In the report a review is made of different contamination sources and their characteristics. A comparison is made with the conditions at some typical contaminated areas.

Methods that can be used in risk assessment and risk evaluation are presented and discussed. However, many methods are complicated and require very detailed input data. A proposal is given for how a simple model could be set up for assessing the risk of contaminant release and to assess the reduction in risk various remediation options can give.

1 Inledning

Arbetet med att infria miljömålet ”en giftfri miljö” innebär att omfattande åtgärder är aktuella för många platser i Sverige, ofta till mycket stora kostnader. För att rätt kunna prioritera insatserna krävs riskvärderingar baserade på välgrundade bedömningar av de hälso- och miljörisker som området kan orsaka, samt vilken riskreduktion olika åtgärder innebär. Detta krävs både för att kunna prioritera mellan olika efterbehandlingsprojekt och för att kunna välja mellan olika åtgärdsalternativ i ett enskilt projekt.

Detta projekt syftar till att inventera och utveckla metoder för att göra ändamålsenliga riskbedömningar av förorenade områden i samband med de riskvärderingar som görs inom en huvudstudie för ett efterbehandlingsprojekt. I detta ingår att göra en bedömning både av dagens situation och en framtida utveckling.

Förorenade områden utgör en av många källor som bidrar till förorening av vår omgivning. I en riskvärdering ingår att ställa de miljöeffekter ett förorenat område har i relation till andra föroreningskällor. Viktiga parametrar är föroreningskällans storlek, långsiktighet och möjlighet att åtgärda. För att ta fram ett underlag för en sådan jämförelse krävs god kunskap om olika föroreningskällor i Sverige. I rapporten görs en genomgång av information om olika föroreningskällor och deras karakteristika. En jämförelse görs sedan med förhållandena vid några typiska förorenade områden.

Bra metoder krävs också för att utvärdera den riskreduktion som kan åstadkommas med olika åtgärder. Modeller finns med vars hjälp man kan beräkna utsläpp, men dessa är förhållandevis komplicerade att använda och kräver omfattande data om hydrogeologiska och kemiska förhållanden som ofta inte finns tillgängliga. Ett behov finns därför att ta fram enkla modeller för bedömning av effekten av olika åtgärder som kan anpassas till den detaljeringsnivå som tillgänglig information har. I denna rapport görs en genomgång av olika användbara metoder.

Denna rapport redovisar resultat av den första etappen av projektet som innefattar en inventering av metoder och ett förslag till hur bättre metoder för riskbedömning av förorenade områden kan tas fram. I kapitel 2 görs en definition av problemställningen och de avgränsningar som gjorts mot andra områden redovisas. I kapitel 3 ges en bakgrund till problemet med utsläpp från förorenade områden genom att sätta det i relation till andra föroreningsutsläpp. Olika metoder att uppskatta utsläpp från olika källor redovisas och jämförelser görs mellan olika källors betydelse. Kapitel 4 redovisar metoder som används för att bedöma och värdera utsläpp från olika typer av föroreningskällor. I kapitel 5 redovisas specifikt olika metoder som används för att bedöma risker med spridning från förorenade områden samt ett förslag ges till hur en enkel modell för bedömning av risker och riskreduktion skulle kunna sättas upp. Slutligen diskuteras i kapitel 6 de svårigheter och problem som finns när det gäller att bedöma risker med spridning från förorenade områden.

2 Problemställningar och avgränsningar

De problemställningar som behandlas i denna rapport omfattar metoder att bedöma behov av reduktion av risken att föroreningar sprider sig från förorenade områden samt vilken reduktion olika typer av efterbehandlingsåtgärder ger.

Projektet har fokuserat på spridning av föroreningar med vatten och berör inte direkt hälsorisker som uppstår på grund av direktkontakt med förorenad jord, damning, ångor, upptag i växter, mm. Miljöeffekter inom det förorenade området har inte heller direkt berörts. Projektet har huvudsakligen inriktat sig på två frågeställningar:

- 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.

Projektet behandlar huvudsakligen metoder som är tillämpliga för förorenade markområden, men stora delar av resultatet kommer att vara tillämpligt även på deponier och förorenade sediment.

2.1 Avgränsningar

Angränsande frågeställningar behandlas i andra projekt inom programmet Hållbar Sanering och kommer därför inte att beröras inom detta projekt. Detta gäller till exempel:

- Kunskap om metaller (och andra föroreningars) uppträdande i miljön (Metallers mobilitet i mark, KTH-SLU-Kemakta).
- Bedömning av föroreningars lakbarhet (Metallers mobilitet i mark, KTH-SLU-Kemakta; Utvärdering av lakteter, Kemakta-SGI-DHI)
- Probabilistiska metoder för riskbedömning (Högskolan i Kalmar)

Ett informations- och erfarenhetsutbyte har skett med dessa projekt.

2.2 Risker med spridning från förorenade områden

En viktig del av riskbedömningen är att uppskatta de effekter ett utsläpp kan ha på den omgivande miljön. I många fall har det visat sig att det är den pågående spridningen eller risken för framtida spridning som till stor del styr åtgärdsbehovet. Detta gäller framför allt områden med stora mängder föroreningar som ligger djupt ned i jorden. Det är därför viktigt att klart definiera vilka åtgärdsåtgärder som skall uppnås samt hur man säkerställer att dessa mål uppnås.

Generella och platsspecifika riktvärden baserar sig på kravet att det uppskattade utläckaget från ett förorenat område skall ge en halt i recipienten (sjö eller vatten-

drag) som underskrider vissa givna kvalitetskriterier. De modeller som används bygger på en uppskattning av den utspädning som uppstår i recipienten. Detta kan leda till missvisande resultat om inte särskild hänsyn tas till inverkan av andra processer såsom sedimentation och inlagring i biota, vattendragets storlek, inverkan av andra föroreningskällor, mm. Ofta är ett förorenat område endast en av flera föroreningskällor till ett vattendrag. Andra källor är t.ex. andra förorenade områden, industrier, reningsverk, dagvatten eller andra diffusa utsläpp. För att kunna göra en relevant riskvärdering är det viktigt att sätta utsläppet från det förorenade området i relation till utsläppet från dessa andra källor.

Exempel: Riktvärden baserade på haltökning

Ett riktvärde för arsenik kan basera sig på att haltökningen på grund av spridning till ett vattendrag inte skall överstiga två gånger den normala bakgrunden av föroreningen. Detta är enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder den övre gränsen för en liten avvikelse. Enligt bedömningsgrunderna är bakgrundshalten i större vattendrag i södra Sverige 0,4 µg/l, vilket skulle ge en "acceptabel" haltökning på 0,8 µg/l. I ett vattendrag med ett medelflöde på 10 m³/s innebär detta att ett arsenikutsläpp på 250 kg/år skulle kunna "spädas" ut i vattenflödet utan att överskrida den "acceptabla" haltökningen. Detta är uppenbart orimligt.

2.3 Acceptabla läckage?

Ett bättre sätt kan vara att istället sätta gränser på vilken belastning det förorenade markområdet kan ge till ett vattendrag, t.ex. i kg/år. Denna kan sättas i relation till andra källor och naturliga flöden. I flera avseenden skiljer sig dock ett förorenat område från andra källor, exempelvis:

- Belastningen från ett förorenat område är svår att mäta (diffusa utsläpp över en odefinierad yta).
- Förändringar i yttre förhållanden kan påverka belastningen (förändrade vattenflöden, kemiska förhållanden, fördröjningseffekter i utsläpp, mm).
- Belastningen från ett förorenat markområde kan pågå under en mycket lång tid. Andra typer av källor, t.ex. industriutsläpp, kan åtgärdas för att få snabba reduktioner.
- Åtgärder på förorenade områden är ofta av engångskaraktär (det är svårt att göra återkommande förbättringsåtgärder).
- Kunskapen om storleken på olika källor är ofta mycket begränsad.
- Påverkan på halter i vatten på grund av utsläpp från förorenade markområden kan vara svår att mäta.
- Miljöeffekter är svåra att påvisa och även om de kan påvisas är det svårt att binda dem till utsläpp från ett förorenat markområde.

Det är därför ofta inte helt enkelt att bestämma ett "acceptabelt" läckage från ett förorenat markområde. En rad frågor kan ställas:

- Skall utsläppet minimeras så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt inte orimligt?
- Skall belastningen betraktas som årliga utsläpp eller skall den integrerade belastningen under längre tidsperspektiv beaktas?

- Skall utsläppet relateras till den totala belastningen på ett vattendrag i nuläget och skall hänsyn tas till möjliga framtida reduktioner av andra källor? Vilka andra typer av åtgärder är i så fall rimliga att beakta?
- Skall ett kostnads-nyttoperspektiv användas för att bedöma behov av åtgärder av ett förorenat område i jämförelse med reduktion av andra källor?

Generella svar på dessa frågor är svåra att ge och beror på en rad faktorer som måste vägas in:

- typ av förorening (förmåga att brytas ned, bioackumulera, bindas in i sediment, mm)
- praktiska möjligheter att reducera andra källor (kostnader, ansvarsfrågor)
- grad av säkerhet vid bedömning av utsläpp
- grad av säkerhet i bedömning av miljöeffekter av föroreningen

Nedanstående exempel visar på vilka svårigheter som kan förekomma.

Exempel: Relation till andra källor

Utsläppet från ett förorenat markområde uppskattas motsvara 10% av utsläppet av bly från industrier, dagvatten och avloppsreningsverk till ett vattendrag. Utsläpp förekommer också från andra förorenade markområden, men har ännu ej kvantifierats. Bakgrundsflödet i vattendraget är ca 3 gånger högre än utsläppet från övriga kartlagda källor, men en sjunkande trend har noterats de senaste 5 åren. Blyhalterna i sediment i hela området överskrider de halter som bedöms kunna ge miljöeffekter och i närheten av det förorenade markområdet är de ytterligare förhöjda. Utsläppet från industrier, dagvatten och avloppsreningsverk bedöms med relativt enkla medel kunna reduceras med 30% och bedöms på sikt kunna halveras.

Som mål för åtgärden har satts att utsläppet från det förorenade området inte skall utgöra ett signifikant bidrag till den totala belastningen på vattendraget. Hur kan man utifrån detta bestämma ett mål för belastningen från det förorenade området i kg bly/år?

3 Uppskattning av utsläpp från olika källor

I en rad olika sammanhang görs uppskattningar av utsläpp av föroreningar till vatten från olika typer av källor, från industri, deponier, avloppsreningsverk, dagvattnen samt diffust utläckage från mark. En genomgång har gjorts av olika datakällor i syfte att ta fram typiska utsläpp från olika typer av verksamheter. Genomgången omfattar även de sammanställningar som gjorts av föroreningsutsläpp till Östersjön, Kattegat och Skagerak.

I många vattendrag görs regelbundna mätningar av halten av vissa föroreningar vid flodmynningarna som del i det nationella miljöövervakningsprogrammet. I allmänhet är dessa mätningar inriktade på oorganiska ämnen, närsalter och metaller och endast i vissa fall görs uppskattningar av utsläpp och transport av organiska föroreningar. Haltmätningar används tillsammans med vattenflöden för att uppskatta månadsvisa föroreningsflöden.

Dessa haltmätningar har använts i TRK-projektet (Transport-Retention-Källfördelning) för att beräkna belastningen på havet från kväve, fosfor och tungmetaller (Naturvårdsverket, 2002). Arbetet är en del i Sveriges rapportering till den sammanställning av den totala belastningen på Östersjön som Helsingforskommissionen (HELCOM) regelbundet upprättar, i detta fall avseende år 2000, "Pollution Load Compilation" PLC-4 (HELCOM, 2004). I arbetet ingick även att uppskatta utsläpp från industri och reningsverk till inlandsvatten och direkt till havet. Som ett led i den nationella miljöövervakningen rapporterar Institutionen för Miljöanalys, SLU årligen belastningen till olika havsområden samt totalt för Sverige.

3.1.1 Industri och reningsverk

Någon årlig sammanställning av utsläpp från industri och reningsverk görs inte. Naturvårdsverkets databas för utsläpp från tillsynspliktiga anläggningar (KUR) ger en sammanställning av de utsläppsdata som anläggningarna rapporterar i sina miljörapporter. Data för åren 2001–2003 finns tillgängliga i en Internet-baserad databas. Det är dock endast anläggningar med en kapacitet över vissa tröskelvärden (IPPC-anläggningar) som behöver rapportera sina utsläpp. De data som levereras är även av varierande kvalitet (Alanampa och Nordquist, 2004). För de beräkningar som gjorts inom föreliggande projekt har en del uppenbara fel i utdraget från databasen rättats till, t.ex. utsläpp som angivits i fel enhet och därmed är 1000 gånger för höga.

En del branscher redovisar årligen sina utsläpp till vatten, bland annat skogsindustrin (Skogsindustriernas Miljödatabas, 2005).

SCB och Naturvårdsverket redovisade 2004 en sammanställning av utsläpp av tungmetaller från kommunala avloppsreningsverk under 2002 (SCB, 2004).

Nyligen redovisade Naturvårdsverket ett regeringsuppdrag gällande kartläggning av källor till oavsiktligt bildade ämnen (Naturvårdsverket, 2005a). I rapporten

redovisas källor och utsläppsuppskattningar för vissa långlivade organiska ämnen (POP-ämnena), dioxiner, PCB och hexaklorbensen.

Sammantaget kan det konstateras att det finns en relativt god bild av utsläppen till vatten från större anläggningar som utgör punktkällor av metaller. Vad gäller organiska ämnen är kunskapsläget betydligt sämre.

3.1.2 Diffusa utsläpp

Någon samlad uppskattning finns inte av belastningen från diffusa källor såsom dagvatten från tätorter och vägar, läckage från skogsmark, jordbruksmark eller förorenade områden.

Stora insatser har lagts ned på att beräkna utsläppet av kväve och fosfor från diffusa källor. Inom TRK-projektet (Naturvårdsverket, 2002) utarbetades en beräkningsmetodik för diffusa utsläpp av kväve och fosfor. Metoden bygger på Sverigetäckande uppgifter om avrinningsområden, markanvändning, avrinningsdata samt punktutsläpp. Markläckaget för ett avrinningsområde beräknas genom att multiplicera en typhalt av N eller P med avrinningsområdets storlek och den specifika avrinningen. Typhalter togs fram med simuleringsmodeller, regressions samband eller utifrån mätningar. Utifrån dessa data beräknades bruttobelastningen från olika avrinningsområden. Av den totala bruttobelastningen är det dock endast en del som når havet på grund av den retention som orsakas av olika kemiska och biologiska processer (denitrifikation, växtupptag, mineralisering) samt retention i sjöar (sedimentation, omvandling). I modellen beräknades andel kväve eller fosfor som berörs av retention i mark respektive sjöar inom varje avrinningsområde. Den totala retentionen i mark och sjöar varierar för olika avrinningsområden mellan ca 10 % till över 80% beroende på avstånd från kusten, sjöandel och plats i Sverige. Nettobelastningen beräknades genom att dra bort den andel kväve respektive fosfor som berörs av retention. De indata och modeller som använts har kalibrerats mot uppmätta utsläpp och är enbart giltiga för kväve och fosfor, även om delar av metoden även skulle vara användbar för andra typer av föroreningar.

Uppskattningar av utläckage via dagvatten har huvudsakligen gjorts genom schablonberäkningar. Dessa bygger på typiska halter i dagvatten med olika ursprung, t.ex. från tak, vägar eller industrimark (Malmqvist m.fl., 1994; Larm, 2005). Olika modeller finns utarbetade, t.ex. StormTac-modellen (Larm, 2000), SEWSYS (Ahlman och Svensson, 2005). Dessa är avrinningsområdesbaserade modeller som beräknar avrinning från olika typytor och med hjälp av schablonhalter beräknar föroreningsbelastningen. En svårighet med att ta fram schablonhalter är att haltvariationen är stor mellan olika ytor och även beroende på nederbördssituationen. Dagvatten från det första regnet efter en mycket torr period kan innehålla mycket höga halter förorening. Denna typ av beräkningar har genomförts på dagvatten i Emåns avrinningsområde (Tholén och Envall, 2000). I många samband har även schablonberäkningar jämförts med uppmätta halter i dagvatten (Stockholm Vatten, 1999a, 1999b & 2001; Westlin, 2004, Aldheimer, 2005).

3.2 Relationer mellan olika belastningskällor

Den information som samlats in har sammanställts till en bild av den totala belastningen på vatten från olika källor i Sverige samt belastningen från ”typiska” referensobjekt. Det finns flera svårigheter att jämföra utsläpp från olika källor, de data som används kan vara från olika tidpunkter och har olika kvalitet. Vissa uppgifter bygger på beräkningar eller uppskattningar av utsläpp direkt i ett vattendrag, medan andra är mer diffusa utläckage ur mark. Utsläpp från en industri till ett inlands-vatten ingår även indirekt i utsläpp från avrinningsområdena till havet, men föroreningen påverkas och fördröjs under transporten från utsläppspunkten till flodmynningen. Detta gör att olika typer av utsläpp inte direkt kan jämföras och adderas även om de skett vid samma tidpunkt.

3.2.1 Metallutsläpp från större punktkällor

Sammanställningar av utsläpp från större industrier och reningsverk finns från flera källor, i tabell 3.1 redovisas en sammanställning av utsläppet av metaller. I denna sammanställning ingår de data som tagits fram för HELCOM som avser situationen 2000, SCB och Naturvårdsverkets sammanställning för avloppsreningsverk (ARV) större än 2000 personekvivalenter (avser 2002), Skogsindustrins metallutsläpp under perioden 2001–2003 samt en sammanställning av de utsläppsdata för metaller som finns i Naturvårdsverkets utsläppsdata KUR för 2001–2003.

Tabell 3.1 Metallutsläpp till vatten från industrier och avloppsreningsverk (ARV) och annan tillståndspliktig verksamhet (ton/år).

	HELCOM 2000		SCB	Tillståndspliktig verksamhet			Skogsindustrin			
	ARV	Industri	2002	(KUR)	2001	2002	2003	2001	2002	2003
As					1.5	2.0	1.5	0.89	0.65	0.49
Cd	0.14	0.51	0.10		0.56	0.63	0.49	0.49	0.53	0.51
Cr	2.5	3.3	2.2		3.4	3.3	2.7	3.1	2.5	2.1
Cu	12.6	6.9	11.8		8.6	6.9	6.4	7.4	5.6	5.5
Hg	0.07	0.05	0.07		0.07	0.06	0.07	0.02	0.03	0.02
Ni	7.0	2.5	6.0		5.0	5.1	3.8	3.5	3.3	3.3
Pb	1.5	2.5	1.3		3.0	2.7	2.4	1.8	1.9	1.5
Zn	34.0	57.8	28.3		65.2	77.8	62.0	67.9	75.5	64.2

Av sammanställningen framgår att Naturvårdsverkets utsläppsdata inte är komplett. För 2002 är det i KUR rapporterade utsläppet av de flesta metaller lägre än det utsläpp som beräknats från avloppsreningsverk och skogsindustrin för samma år.

3.2.2 Metallflöden från avrinningsområden

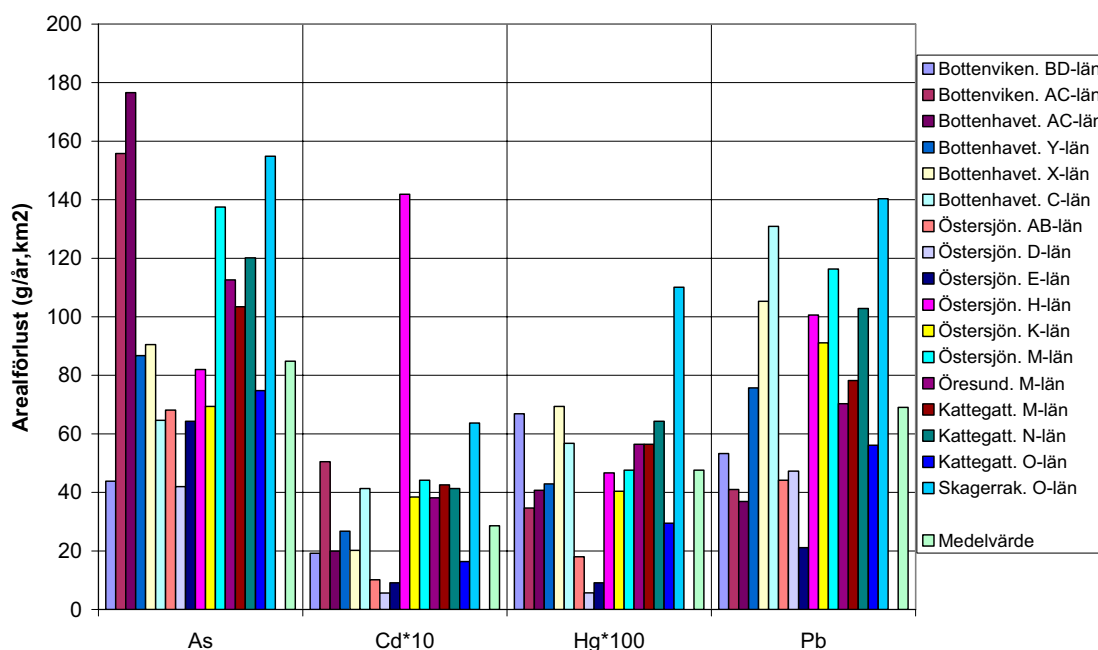
Sammanställningar av metallflöden från avrinningsområden har tagits från HELCOM (avser 2000) samt från SLU (2000–2003).

Tabell 3.2 Metallutsläpp till hav från avrinningsområden i ton per år.

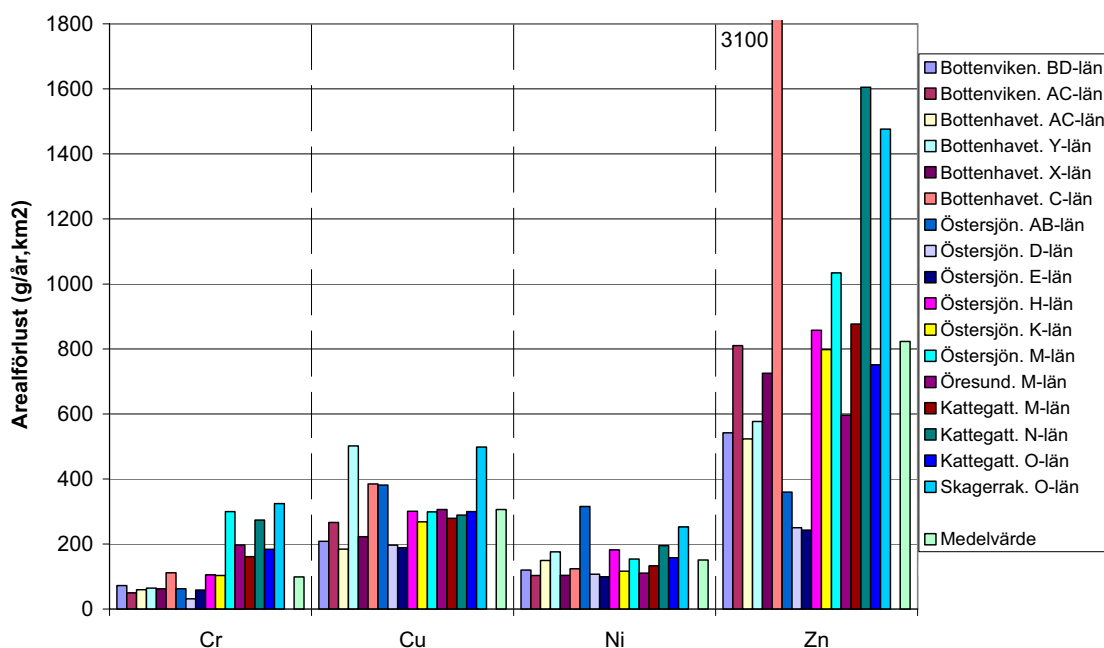
	HELCOM		SLU		
	2000	2000	2001	2002	2003
As		80.3	75.6	49	40
Cd	3.0	3.4	2.7	2.2	1.4
Cr		88	86	60	47
Cu	249	278	262	196	145
Hg	0.50	0.86	0.65	0.37	0.23
Ni		201	192	114	71
Pb	55	63	60	41	33
Zn	835	949	854	657	389

De av SLU uppskattade metallutsläppen visar på en sjunkande trend under perioden 2000–2003, vilket delvis kan förklaras med avtagande nederbörd under perioden.

Metallutsläppen varierar kraftigt mellan olika delar av landet. SLU rapporterar data för olika havsområden med angivande av bidraget från olika län. Ett sätt att jämföra utsläppet är att uppskatta arealförlusten, dvs. normera med avseende på avrinningsområdenas storlek. I figur 3.1a & b redovisas arealförlusten i g/(km², år) för tungmetaller baserat på data från 2003. Stora skillnader finns mellan olika områden. Generellt är arealförlusten större i södra Sverige än i norra Sverige, men många undantag finns. Arsenik uppvisar hög arealförlust i Västerbottens län, koppar uppvisar hög arealförlust i Västernorrlands, Uppsala och Stockholms län och arealförlust av zink är mycket hög i Uppsala län, dit Dalälven räknas. Arealförlusten av kadmium är hög i Kalmar län.



Figur 3.1a: Arealförlust av arsenik, kadmium, kvicksilver och bly till olika havsområden (g/(km², år)).



Figur 3.1b: Areal förlust av krom koppar, nickel och zink till olika havsområden (g/(km², år)).

En jämförelse med utsläppen från reningsverk och industri visar att dessa endast utgör en mindre andel av flödena från avrinningsområdena, för de flesta ämnen mellan 4–16%, se tabell 3.3. Utsläppen från industri och reningsverk utgör en större andel för kadmium och kvicksilver, 33% respektive 36%. Jämförelsen är inte helt korrekt eftersom utsläpp från industrier och reningsverk som sker till inlandsvatten i viss grad även räknas med i utflödena från avrinningsområdena. Utsläpp från industri och reningsverk baserar sig på data från KUR och SCB (2004).

Tabell 3.3 Jämförelse utsläpp från avrinningsområden med utsläpp från industri och avloppsreningsverk (ARV) under 2002.

	Avrinningsområden (ton/år)	ARV+Industri (ton/år)	Andel från ARV+Industri
As	49	2.0	4%
Cd	2.2	0.7	33%
Cr	60	5.5	9%
Cu	196	19	10%
Hg	0.37	0.1	36%
Ni	114	11	10%
Pb	41	3.9	10%
Zn	657	106	16%

3.2.3 Uppskattning av utsläpp från diffusa källor

Beräkning av diffusa utsläpp kan göras med olika schablonmetoder. Det är dock stora variationer i de schablondata som används.

I en studie för Vägverket (Olvik och Nimfeldt, 2001) gjordes en sammanställning av olika schablondata för utsläpp från olika källor och baserat på dessa gjordes exempelberäkningar för metallutsläpp från två olika avrinningsområden. Exemplet gällde relativt små avrinningsområden (1 km²) i närheten av bebyggelse och med en liten andel skogsmark och jordbruksmark. Trots detta var läckaget av metaller (Pb, Cd, Cu och Zn) från obebyggd mark relativt väsentligt. För exemplet när en tätort ingick i avrinningsområdet var metalläckaget därifrån dominerande i förhållande till obebyggd mark.

En grov uppskattning av de diffusa källornas betydelse för metalläckaget i Sverige kan göras om schablonvärdena används med data om markanvändningen i hela Sverige. Med hjälp av data på markanvändning från TRK-utredningen (Naturvårdsverket, 2002), storleken på det statliga vägnätet (Vägverket, 2005) och markanvändning i tätorter (SCB, 2005) kombinerade med schablondata på metalläckage från Vägverkets utredning (Olvik och Nimfeldt, 2001) har ett totalt diffust läckage i Sverige beräknats. Denna grova beräkning visar på ett betydligt större läckage än vad som uppmäts i miljöövervakningen vid flodmynningarna. Framförallt utläckaget från skogsmark blir betydande, men även det uppskattade läckaget från mänskliga aktiviteter (bostadsområden, industrimark och trafik) överstiger den totala belastningen beräknad utifrån data från miljöövervakningen (jmf. Tabell 3.4a och 3.4b). En tänkbar förklaring är att de schablonvärden som används är överskattade, något som även diskuteras i Vägverkets utredning (Olvik och Nimfeldt, 2001).

Tabell 3.4a Uppskattning av utläckage av tungmetaller i Sverige utifrån schablondata (kg/år).

	Yta	Utsläpp (kg/år)			
	(km ²)	Pb	Cd	Cu	Zn
Bostadsområden	5 400	6 700	310	13 600	49 900
Handel och service	700	7 700	190	4 200	26 900
Industri & tekniska anläggningar	900	10 200	380	6 000	68 700
Gator	500	2 100	40	5 600	9 100
Vägar	800	3 700	60	9 800	17 100
Övriga transporter	2 800	12 400	180	8 900	44 300
Jordbruksmark	34 700	18 700	210	29 100	41 600
Skogsmark	235 100	84 600	2820	91 700	211 600
Övrig mark	129 600	62 700	1570	95 500	200 800
Vatten	40 000	25 600	380	32 000	76 700
Totalt	450 300	234 400	6140	296 300	746 800

Tabell 3.4b Utläckage av tungmetaller i Sverige beräknat utifrån miljöövervakningen (2001–2004).

År	Utsläpp (kg/år)			
	Pb	Cd	Cu	Zn
2000	63 000	3 430	278 000	949 000
2001	60 000	2 710	262 000	854 000
2002	41 000	2 220	196 000	657 000
2003	32 600	1 350	145 000	389 000

En svårighet med att använda data för markläckage framtagna från studier av mindre avrinningsområden på mycket stora avrinningsområden är att retention i mark och vattendrag kan variera kraftigt mellan olika avrinningsområden och även mellan olika typer av diffusa källor. Retentionen varierar beroende på var utläckaget/utsläppet sker:

- Utläckage från markzonen till grundvattenzonen. Retention i markzonen.
- Utläckage från grundvatten till mindre ytvatten, diken och våtmarker. Retention i grundvattenzonen.
- Utläckage i mindre vattendrag, bäckar och åar. Retention i sediment och biologiskt material.
- Utläckage/utsläpp i större vattendrag och sjöar. Retention genom sedimentation.

Den retention som sker innebär också att förorening kan ackumuleras på olika ställen t.ex. i jordlager, våtmarker och sediment. Det är således möjligt att läckaget från marken inom ett avrinningsområde är större än transporten ut från avrinningsområdet via ett vattendrag.

3.3 Uppskattning av utsläpp från förorenade markområden

I samband med riskbedömningar av förorenade områden görs i många fall uppskattningar av föroreningsläckaget i nuläget eller prognoser för framtida föroreningsläckage. Dessa uppskattningar är mycket osäkra eftersom utläckaget ofta är diffust utspritt över stora ytor vilket gör det svårt att mäta representativa flöden och halter. Punkter med förhöjt läckage såsom dräneringsledningarna kan också förekomma och är inte helt kartlagda. Utläckaget kan också variera kraftigt i tiden och kan därför vara svårt att fånga in i en undersökning som löper över en kortare tid. Olika metoder kan användas för uppskattningar:

Halter i mark. Halter i mark räknas om till halter i porvatten med hjälp av K_d -värden. Utsläppet beräknas genom att multiplicera porvattenhalter med infiltration (förorening ovan grundvattenytan) eller grundvattenströmning genom förorenade massor (förorening under grundvattenytan). Detta är den modell som används för de generella riktvärdena för mark. Fördelen med metoden är att en uppskattning av utsläppet fås direkt från uppmätta halter i mark. Nackdelen är att haltnivåer, lakbarhet och även vattengenomströmning kan variera kraftigt mellan olika delar av ett område. Beroende på hur K_d -värden väljs kan en mer eller mindre försiktig uppskattning erhållas. En svårighet är dock att bedöma graden av försiktighet i uppskattningen. Mer om hur man bestämmer K_d -värden finns i andra projekt inom Hållbar Sanering (Fanger m.fl., 2005; Gustafsson m.fl., 2005).

Lakförsök. Resultat från lakförsök kan direkt omsättas i utlakning från ett förorenat område genom att relatera mängden vatten som strömmar genom en förorenad jordvolym med det L/S -tal (vätske-fastfaskvot) som används i lakförsöket. Detta görs i den modell som använts som underlag för att ta fram gränsvärden för deponier, TAC-modellen (Hjelmar m.fl., 2001). Metoden ger en möjlighet att di-

rekt använda resultat från lakförsök. Problemen är att säkerställa att de förhållanden som rådde under lakförsöket även är representativa för de som råder och i framtiden kommer att råda på det förorenade området. Även här måste frågan om massor med olika lakbarhet eller vattenflöden hanteras.

Grundvattenhalter. Halter i grundvatten multipliceras med grundflöden genom området. Även i detta fall kan föroreningshalterna i grundvattnet och grundvattenflödet inom ett område variera kraftigt och det kan vara svårt att avgöra hur stora flödena är i område med höga grundvattenhalter. Halterna i grundvatten kan också variera kraftigt under året. I stora akviferer kan det vara svårt att avgöra i hur mäktiga lager som förorenat grundvatten transporteras från området.

Gemensamt för de två första metoderna är att de är s.k. källtermsmodeller som uppskattar utläckaget från den förorenade jorden och därigenom tar hänsyn till de källbarriärer som kan finnas, t.ex. låg löslighet eller kraftig sorption av förorening i jorden, däremot tas i normalfallet inte hänsyn till transportbarriärer. Detta gäller för barriärer vid själva källan (den förorenade jorden) där föroreningen inte alltid är i direkt kontakt med det strömmande vattnet utan måste diffundera genom zoner med stillastående vatten i eller kring de fasta partiklarna i jorden, men även de barriärer som förhindrar eller fördröjer den fortsatta transporten i grundvattenmagasinet. Dessa transportbarriärer kan beaktas genom att koppla en modell för transport i grundvattnet till källtermsmodellen, se mer om detta i avsnitt 5. Det är dock rätt ovanligt att detta görs i samband med riskbedömningar.

Den tredje metoden som baserar sig på grundvattenhalter tar implicit med effekten av källbarriärer eftersom det är halter i grundvattnet som används. Ett problem är att man baserar beräkningen av utläckaget på mätningar i ett dynamiskt system där föroreningens utbredning och därmed de uppmätta halterna varierar i tiden, både som en långsiktig trend, men även med korttidsvariationer.

3.4 Sammanställning av uppskattade utsläpp från förorenade områden

Det finns inga sammanställningar gjorda över uppskattade utsläpp från förorenade områden. En sammanställning av olika projekt visar på stora osäkerheter i uppskattningarna, delvis beroende på att uppskattningarna täcker in såväl uppskattningar av utsläpp i dagsläget såväl som uppskattningar av framtida utsläpp.

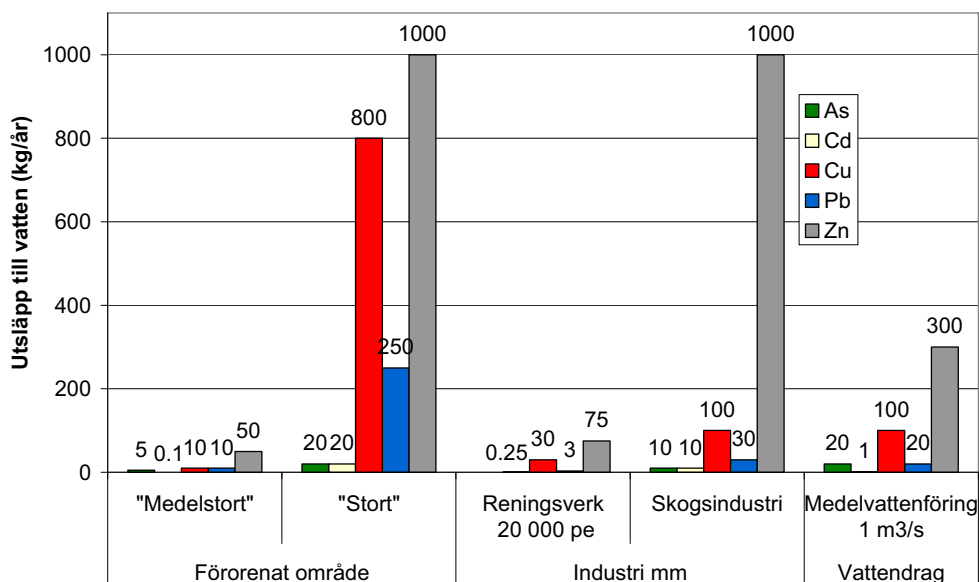
I tabell 3.5 redovisas uppskattade utsläpp från ett antal förorenade områden i Sverige. Uppskattningarna har gjorts med olika metoder och baserat på ett dataunderlag av skiftande kvalitet. De ger dock en indikation om storleksordningen på belastningen från förorenade områden. Utsläppen av arsenik från en typisk impregneringsanläggning för CCA-medel uppskattas i dagsläget vara i storleksordningen 5–10 kg/år. Framtida utsläpp är naturligtvis mycket osäkra, men bedöms kunna uppgå till ett flera tiotals kg per år.

Förorenade områden med tidigare metallframställning såsom stålverk, smältverk, mm. bedöms kunna ge upphov till utsläpp av flera tiotals kg tungmetaller (bly, koppar, zink) årligen.

Mycket stora förorenade områden såsom till exempel Oskarshamns hamn uppskattas kunna ge utsläpp av arsenik och kadmium i storleksordningen ett par tiotals kg per år av koppar och bly samt för zink i storleksordningen flera hundra kg per år.

3.4.1 Jämförelse med andra källor

En jämförelse av de uppskattade utsläppen från förorenade områden med andra källor visar att utsläppet från ett kraftigt belastande förorenat område (Oskarshamns hamn) orsakar utsläpp av arsenik, kadmium och zink i samma storleksordning som en stor skogsindustri. Ett medelstort förorenat område kan orsaka en belastning som ligger i samma storleksordning som ett kommunalt reningsverk med en kapacitet på ca 20 000 personekvivalenter. Ett medelstort förorenat område kan orsaka utsläpp i storleksordningen 10–20 % av transporten i ett vattendrag med en medelvattenföring på 1 m³/s och kan därmed utgöra ett väsentligt tillskott till vattendraget, se figur 3.2



Figur 3.2 Jämförelse av utsläpp från förorenade områden med utsläpp från andra källor.

Vad gäller det totala utsläppet från förorenade områden kan endast mycket grova uppskattningar göras. Ett räkneexempel har gjorts med följande antaganden för bly:

- 20 förorenade områden har ett årligt utsläpp av 100 kg bly per år.
- 200 förorenade områden har ett årligt utsläpp av 10 kg bly per år.
- 2000 förorenade områden har ett årligt utsläpp av 1 kg bly per år.

Detta skulle ge ett totalt utsläpp av 6000 kg bly per år från förorenade områden, vilket är dubbelt så mycket som det uppskattade utsläppet från industri och reningsverk eller ca 15 % av det totala utflödet från avrinningsområden i Sverige.

För kvicksilver har följande antaganden gjorts:

- 20 förorenade områden med ett årligt utsläpp av 0,2 kg per år.
- 200 förorenade områden med ett årligt utsläpp av 0,02 kg/år.
- 2000 förorenade områden med ett årligt utsläpp av 0,002 kg/år.

Under dessa antagande skulle det årliga utsläppet av kvicksilver från förorenade områden bli 12 kg. Detta motsvarar ca 13 % av det totala utsläppet från industri och reningsverk och ca 3 % av det totala utflödet från avrinningsområden i Sverige. Dessa exempel skall ses mer som illustrationer än som faktiska uppskattningar eftersom inte något dataunderlag finns för denna typ av bedömningar. Exempelen visar dock att förorenade områden potentiellt skulle kunna ge ett betydande bidrag till belastningen i Sverige.

3.4.2 Framtida utsläpp

Att uppskatta eventuell framtida belastning från förorenade områden innebär ännu större osäkerheter. De områden som ger en betydelsefull belastning idag har ofta mycket goda spridningsförutsättningar, t.ex. lättrorliga föroreningar i genomsläppliga jordar, förorening strandnära med stora erosionsrisker eller sediment med stort utbyte med överliggande vattenmassa. För andra områden kan spridningsförutsättningarna i dagsläget vara måttliga, men föroreningen är i rörelse mot ytvattenrecipienter eller utströmningsområden och belastningen från dessa områden kan förväntas öka. Långsiktiga kemiska eller hydrologiska förändringar kan också ändra på spridningsförutsättningarna.

Ett alternativt sätt att jämföra utsläppet från förorenade områden är att uppskatta den potentiella utlakningen per ytenhet och relatera den till utlakningen från olika andra typer av källor.

I tabell 3.4 redovisas en jämförelse mellan olika typer av källor uttryckt som arealförlust (g/ha, år) beräknade för en nettoinfiltration på 200 mm/år. För förorenade områden redovisas två olika beräkningar:

Arealförlust beräknad för en föroreningshalt i jorden motsvarande 3 gånger riktvärdet för Mindre Känslig Markanvändning och de K_d -värden som används i modellen för platsspecifika riktvärden.

Arealförlusten beräknade från medelhalter i skakförsök utförda på prover från olika efterbehandlingsprojekt i Sverige från data samlade i Fanger m.fl. (2005). I urvalet ingår prover med halter över MKM. I beräkningen antas en mäktighet av den förorenade jorden på 2 meter. Med dessa antaganden motsvarar $L/S=2$ en utlakningstid på 30 år.

För övrig mark har arealförlusten beräknats utgående från schablonkoncentrationer (Olvik och Nimfelt, 2001 & Larm, 2005) samt en infiltration av 200 l/år. Slutligen redovisas den arealförlust som beräknats utgående från data från miljöövervakningen av vattendrag.

Tabell 3.5 Beräknad arealförlust av tungmetaller från förorenade områden, schablonberäkningar för olika markanvändning samt totalt för Sverige från avrinningsområden (g/ha,år).

	Förorenade områden		Övrig mark			Avrinning
	Beräknat från Kd-värden (g/ha,år)	Lakförsök LS=2 (g/ha,år)	Tätort (g/ha,år)	Jordbruksmark (g/ha,år)	Skogsmark (g/ha,år)	Totalt Sverige (g/ha,år)
As	2400	2800		0.5	1	0.85
Cd	720	1000	2	0.05	0.3	0.03
Cr	750	600	20	2.5	1.25	1
Cu	2400	1000	200	1.5	1.5	3
Hg	80	50	0.5	0.05	0.01	0.005
Ni	6000	4000	20	3.5	2	1.5
Pb	1800	2800	100	2	2	0.7
Zn	21000	4000	600	14	50	8

Jämförelsen visar att arealförlusten från ett förorenat område kan vara flera hundra gånger högre än den som gäller generellt för tätortsmark och kan vara 10 000-tals gånger större än den som gäller generellt för Sverige. Detta innebär att förorenade områden av betydande storlek kan vara av betydelse för belastningen regionalt och vara av stor betydelse för den lokala belastningen.

Tabell 3.6 Sammanställning av uppskattningar av utsläpp från olika förorenade områden (kg/år)

Område	As		Cd		Pb		Cu		Ni		Zn		Hg		PAH-16	
	Nu	Framtid	Nu	Framtid	Nu	Framtid	Nu	Framtid	Nu	Framtid	Nu	Framtid	Nu	Framtid	Nu	Framtid
Robertsfors	4	20													2	
Grimstorp	7														2	
Elnaryd	7															
Högsby-Ruda	2-4															
Lesjöfors					27	56	10		2	1,8	36	75				
Bengtstors					0,26		0,28						0,4			
Mariannelund	1,1	1,6	0,0005	0,3	0,3	4	0,35		0,36	1,4	4,2	33			0,04	
Scharins	3		0,02		~1-2						~10					
Gladhammars gruvor					60		430									
Beckholmen	0,5		0,1		50		10		1		50					
Österbyverken	1		0,2		0,3		1,2		6		3					
Oskarshamn	100		20		250		700		400		3000					
Falun			70-100		64-140		5000-8000		4000-7000		50000-70000					
Örserumsviken														0,26	0,01	0,6
																0,02

Område

Verksamhet

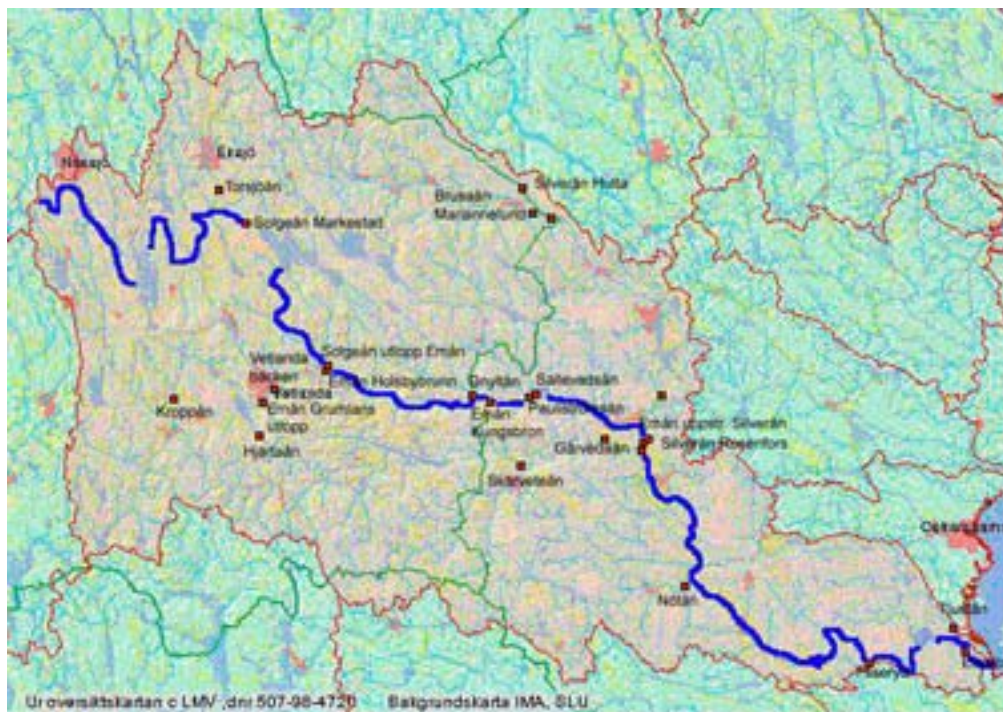
Referens

Kommentar

Robertsfors	CCA-impregnering	Eiert m.fl., 2003	Framtid om åtgärd ej vidtas
Grimstorp	CCA & Kreosot impregnering	Fanger m.fl., 2003	
Elnaryd	CCA & Kreosot impregnering	Fanger m.fl., 2002	
Högsby-Ruda	CCA-impregnering + Glasbruk	Fanger och Höglund, 2002	
Lesjöfors	Stålverk	Fanger m.fl., 2004	
Bengtstors	Kloralkalifabrik	Bengtstors kommun, 2003	
Mariannelund	Sulfitmassfabrik	Eiert m.fl., 2003	Framtid om åtgärd ej vidtas
Scharins	Slipmassfabrik och sågverk	Fanger m.fl., 2004	
Gladhammars gruvor	Gruva	Västerviks kommun, 2005	
Beckholmen	Varv	Eriksson m.fl., 2005	
Österbyverken	Stålverk, gjuteri	Eiert m.fl., 2004	
Oskarshamn hamn	Förorenade sediment	Bank och Carlsson, 2005	Framtid avser efter sanering av kisbränder
Falun	Gruvavfall	Ledin m.fl., 2004	Framtid avser beräknat efter sanering
Örserumsviken	Pappersbruk	Fanger m.fl., 2003	

3.5 Exempel från Emåns avrinningsområde

För att närmare illustrera metallflöden i ett avrinningsområde har några exempelberäkningar gjorts för Emåns avrinningsområde. Detta område är relativt väl kartlagt vad gäller föroreningskällor (Svidén m.fl., 2000) och regelbundna mätningar av ytvattenhalter har gjorts på flera punkter i avrinningsområdet (Emåns vattenvårdsförbund, 2005). Stationer för mätning av metaller finns på 22 ställen i avrinningsområdet, placerade i huvudfåran samt i utloppet av viktiga biflöden. I vissa större biflöden såsom Silverån finns även mätstationer längre uppströms. Vid stationerna har mätningar gjorts månadsvis eller varannan månad. En utvärdering har gjorts för metallflöden under perioden 2000–2004, data från samtliga 22 stationer har sammanställts för perioden 2000–2003 och för 17 av stationerna för 2004, se figur 3.3.

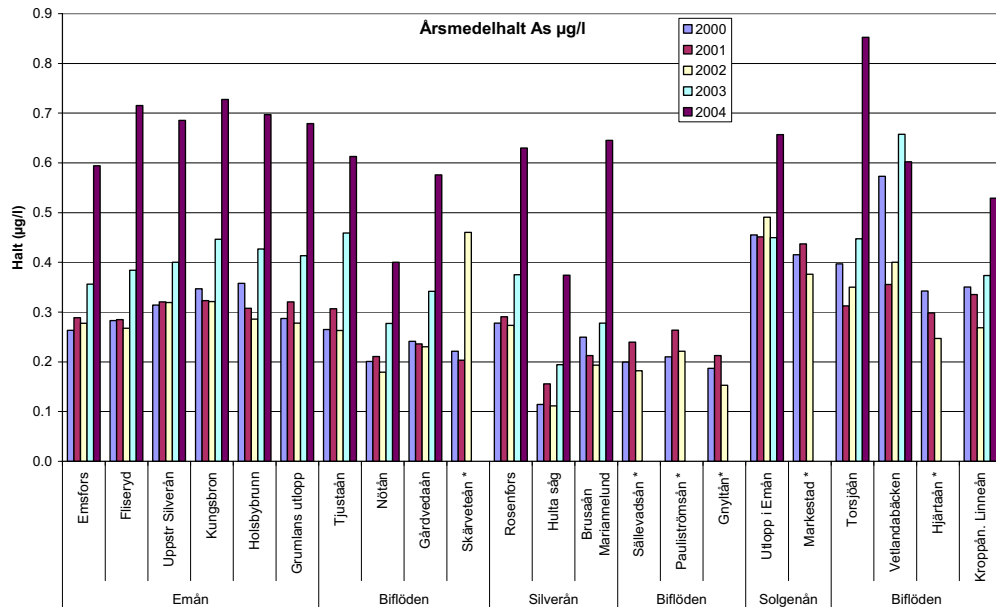


Figur 3.3 Mätstationer för metaller i Emån.

Månadsmedelvattenföring vid Emåns utlopp vid Emsfors har under perioden varierat mellan 4,5 m³/s och 97 m³/s, med ett medelvärde på 31 m³/s. Vattenföringen i de olika delavrinningsområdena beror huvudsakligen på avrinningsområdenas storlek, dvs. skillnaden i specifik avrinning mellan områdena är liten.

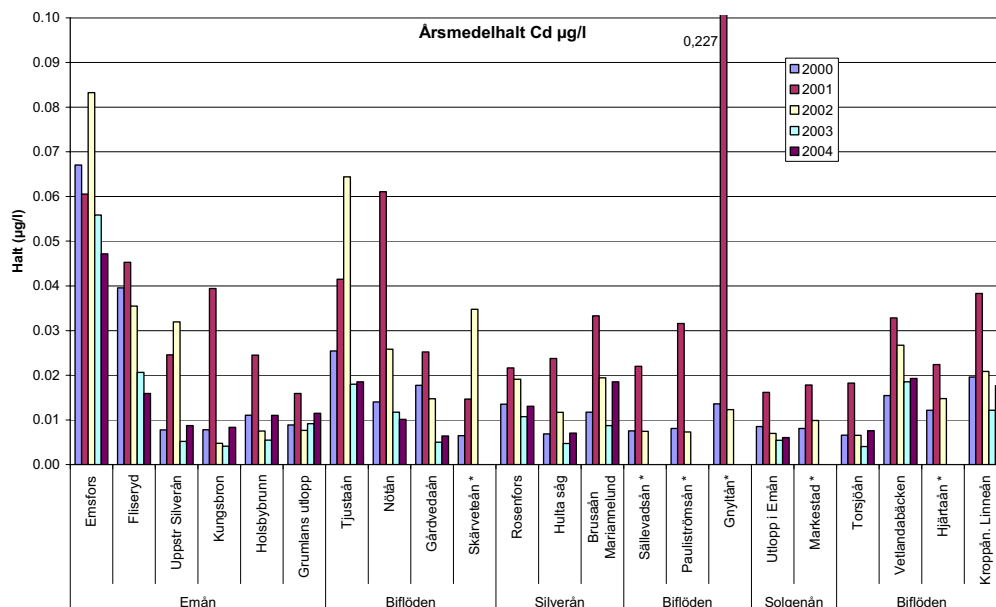
3.5.1 Metallhalter i olika delområden

Halterna av tungmetaller varierar mellan de olika mätstationerna, men även säsongsvis. I figur 3.4–3.6 visas årsmedelhalten av arsenik, kadmium och bly vid de olika stationerna.



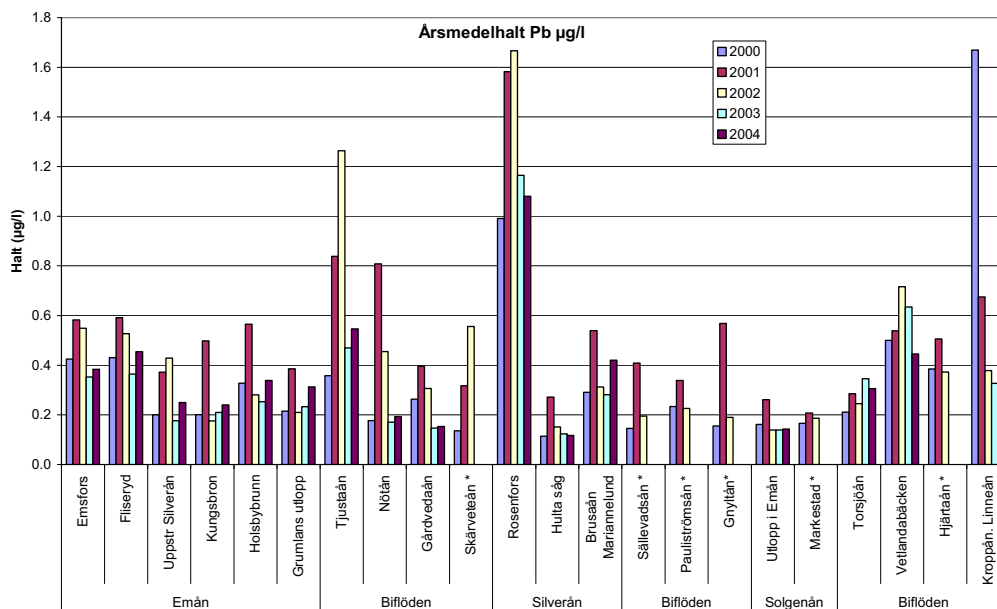
Figur 3.4 Årsmedelhalter av arsenik vid olika mätstationer i Emån. *) data saknas för 2003–2004.

Arsenikhalterna i Emån visar på svagt ökande halter från Grumlans utlopp ned mot Kungsbron och därefter en svagt sjunkande tendens. Mätningarna för 2004 visar på väsentligt högre halter i de flesta stationer. Vissa biflöden visar på högre halter än i huvudfåran, t.ex. Solgeån, Torsjöån och Vetlandabäcken.



Figur 3.5 Årsmedelhalter av kadmium vid olika mätstationer i Emån. *) data saknas för 2003–2004.

Kadmiumhalterna i huvudfåran visar på en kraftig höjning i halt nedströms Flise-ryd. Även halterna i vissa biflöden uppvisar högre halter, t.ex. i Tjustån och Nötån. Gnyltån uppvisar en hög halt under 2001 beroende på ett enskilt högt värde. Halterna av kadmium har visat en sjunkande tendens under perioden 2002–2004.



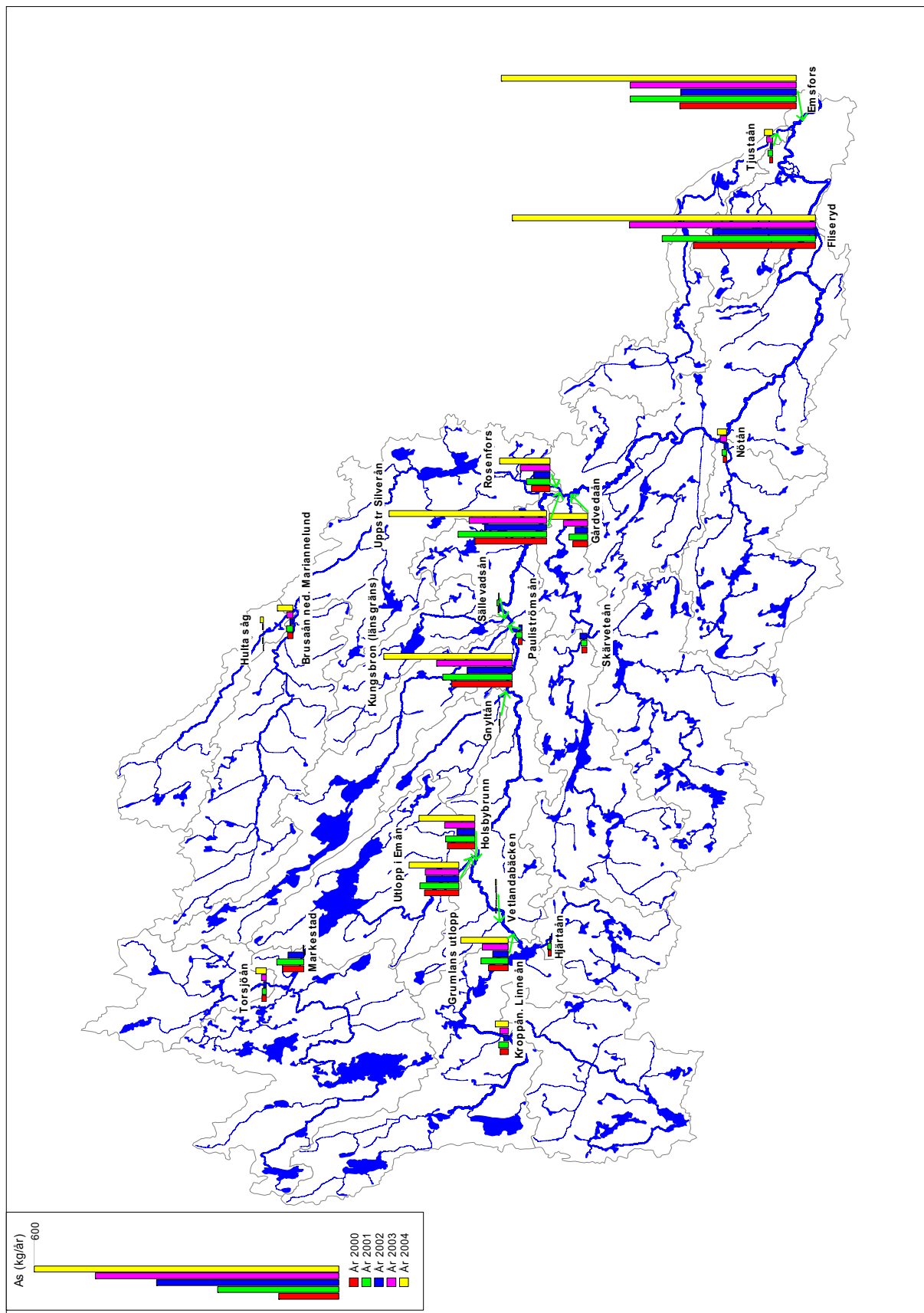
Figur 3.6 Årsmedelhalter av bly vid olika mätstationer i Emån. *) data saknas för 2003–2004.

Även blyhalterna visar på en generell ökning nedströms i systemet. Tendens är tydligast för 2003 och 2004. Flera biflöden visar på högre halter, bland annat Tjustån och Silverån. Under perioden uppvisar de flesta stationerna de högsta halterna under åren 2001 och 2002.

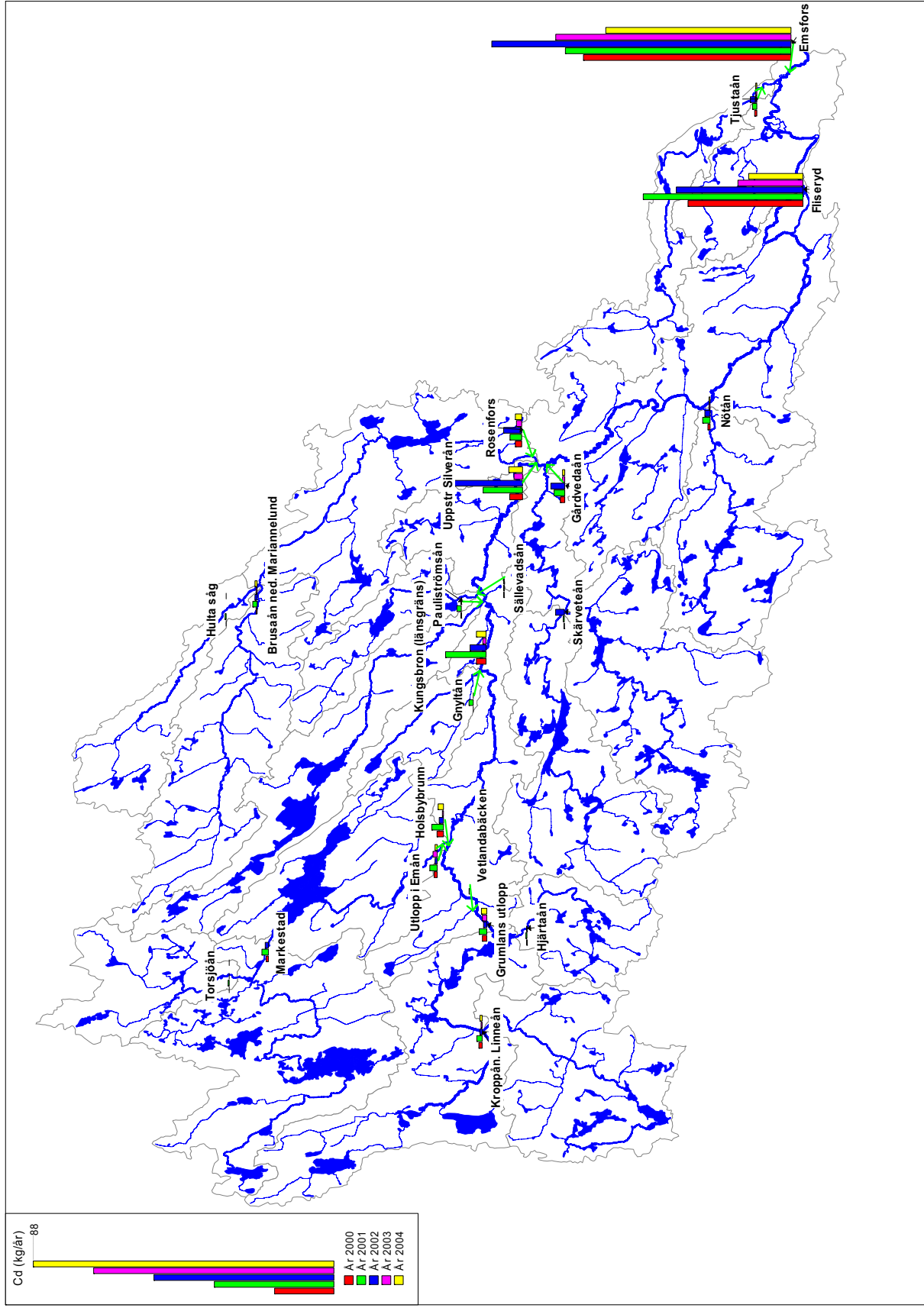
3.5.2 Metalltransport i olika delområden

Utifrån de månadsvis uppmätta halterna och vattenföringen har metalltransporten i de olika stationerna uppskattats för åren 2000–2004. I de stationer där mätningar endast gjorts varannan månad har värden för mellanliggande månader interpolerats fram. Vattenföringen vid delområdena har beräknats utifrån avrinningsområdenas storlek och med antagande om samma specifika avrinning i hela avrinningsområdet.

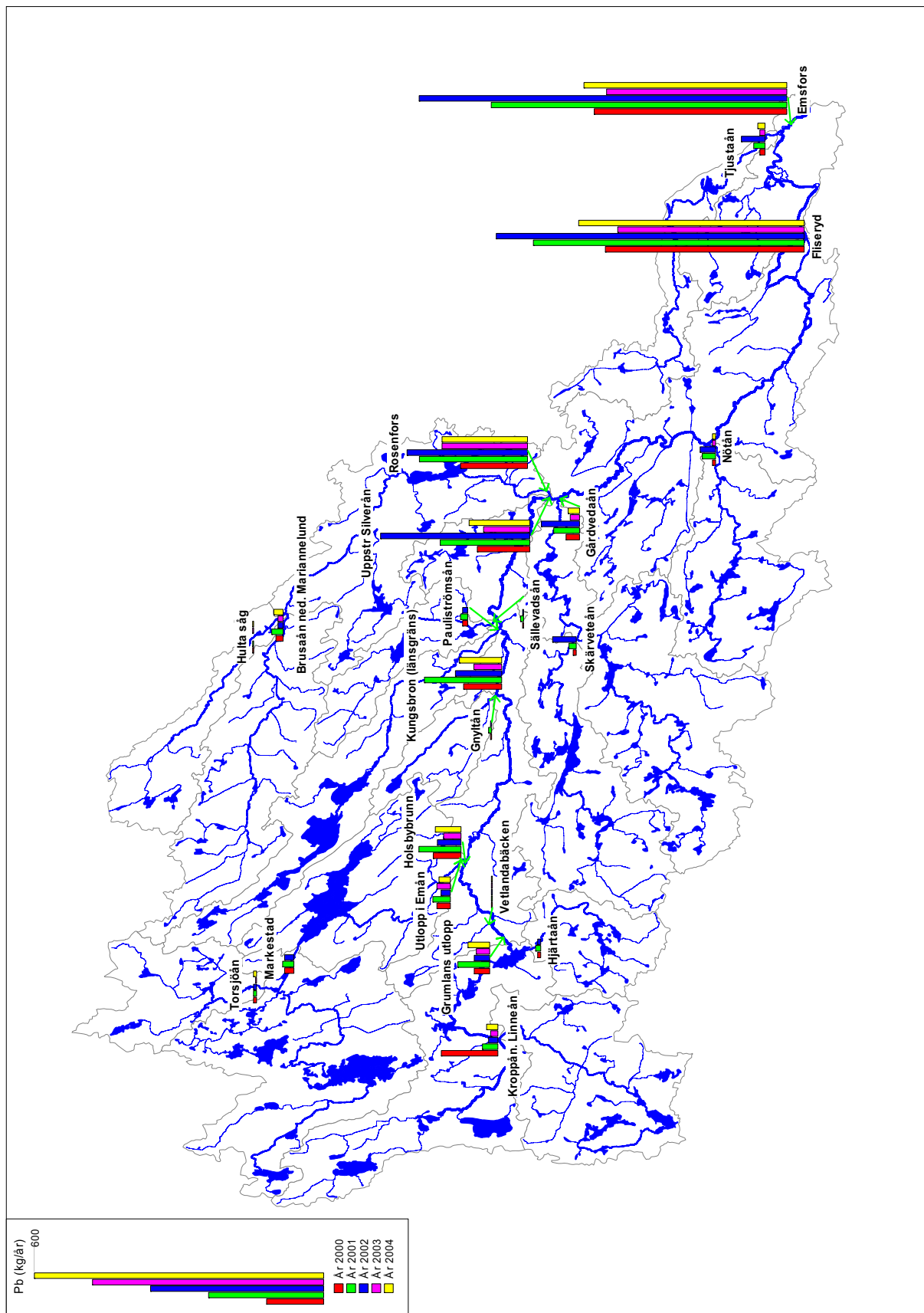
I figur 3.7–3.9 redovisas den beräknade transporten i olika delar av Emån för arsenik, kadmium och bly.



Figur 3.7 Beräknad transport av arsenik vid olika mätstationer i Emån (kg/år).



Figur 3.8 Beräknad transport av kadmium vid olika mätstationer i Emsån (kg/år).



Figur 3.9 Beräknad transport av bly vid olika mätstationer i Emsån (kg/år).

För arsenik ses en ökande transport i Huvudfåran ned till Fliseryd, däremot är transporten vid Emsfors i samma storleksordning eller mindre vid utloppet i Emsfors. Relativt stora bidrag kommer från Gårdvedaån, Silverån och Solgeån.

Kadmiumtransporten ökar markant i nedre delen av Emåns lopp efter Fliseryd. Den årliga transporten i Emsfors är ca 20–50 kg större än vid Fliseryd. Kadmiumtransporten vid Fliseryd har minskat från ca 40 kg/år under 2000–2002 till ca 20 kg/år under 2003 och 2004. Efterbehandlingen av den gamla batterifabriken vid Jungnerholmarna i Fliseryd var slutförd i december 2001. I de mätningar som gjordes i samband med saneringsarbetet uppskattas kadmiumläckaget från Jungnerholmarna till 24 kg under år 2000 och 16 kg under 2001. Även i Emsfors ses en minskning under 2003–2004, men transporten där är 40–50 kg större än vid Fliseryd. De övriga biflödena till Emån bidrar inte signifikant till kadmiumtransporten.

Även för bly noteras att kraftig ökning av transporten nedströms Silveråns inflöde. I detta fall är transporten vid Fliseryd och mynningen i Emsfors i samma storleksordning. Bidraget från Silverån är markant, blytransporten är i medeltal ca 20 % större än i Emån uppströms Silveråns inflöde trots att vattenflödet i Emån är ca 3 gånger högre.

3.5.3 Bidrag från olika källor

I de olika delavrinningsområdena som täcks in av mätstationerna i Emån finns en rad källor för tungmetallerna arsenik, kadmium och bly. Källor till arsenik är till exempel träimpregneringsanläggningar som finns på flera ställen samt glasbruk. Halterna i Emåns huvudfåra är relativt konstanta och ger ingen indikation på att några enskilda källor skulle vara väsentliga, däremot uppmätts högre halter i vissa biflöden (Solegån, Torsjöån, Vetlandabäcken, Kroppån). Transportmässigt skulle bidraget från Solgeån kunna vara väsentligt. Källor till kadmiumförorening är framförallt f.d. batterifabriken i Jungnerholmarna. Historiska utsläpp till luft och vatten har bidragit till att mark, grundvatten och sediment i ett större område runt fabriken är förorenat och bidrar till utsläpp, vilket indikeras av att halterna ökar även i den sträcka av Emån som ligger nedströms Fliseryd. Källor till blyförorening utgörs av batterifabrikerna i Hultsfred och Fliseryd, glasbruken i Ekenässjön, Vetlanda och Högsby-Ruda samt metallframställning i Nässjö (Svidén m.fl., 2000). I de mätningar som gjorts är bidraget från Silverån markant och beror sannolikt på utsläpp från batteritillverkningen i Hultsfred. Dessutom ses en markant ökning i transporten nedströms Fliseryd sannolikt beroende på batteritillverkningen där.

Det studerade exemplet visar att även med ett relativt omfattande provtagningsprogram är det inte helt lätt att identifiera enskilda punktkällor för föroreningar. Större förorenade områden kan i vissa fall ge markanta utslag i ett miljöövervakningsprogram. De transporterade mängderna varierar dock mellan olika år till stor del beroende på vattenföringen. Detta gäller framförallt för ämnen som kadmium och bly där halterna i Emån tenderar att öka vid hög vattenföring, medan arsenik inte påverkas i samma grad. En ökning av vattenflödet från 30 m³/s (medelflödet) till 70 m³/s (90-percentil av flödet) beräknas ge mer än 3 gånger större transport av kadmium och bly och två gånger högre transport av arsenik.

De källor till förorening som finns längs med Emån utgörs av punktutsläpp såsom industrier och reningsverk, dagvatten från tätorter och vägar, diffust utsläpp från marken samt förorenade områden. De förorenade områdena består dels av det primärt förorenade området (punktkällan), men i hög grad även på diffus förorening av omgivande mark och sediment på grund av historiska utsläpp.

I Emåns avrinningsområde finns endast ett fåtal anläggningar som omfattas av IPPC-direktivet och därför redovisar utsläpp av tungmetallerna arsenik, kadmium och bly till Naturvårdsverkets Kemikalieutsläppsregister. De huvudsakliga källorna är pappersbruken i Nyboholm och Pauliström. Det totala utsläppet för 2003 är enligt Kemikalieutsläppsregister 1,1 kg bly och 0,08 kg kadmium.

Enligt den dagvatteninventering och utsläppsuppskattning som genomförts (Tholén och Envall, 2000) är utsläppet av bly via dagvattnet från tätorterna längs Emån ca 150 kg/år. Detta skulle utgöra ca en tredjedel av den totala blytransporten i Emån. Med de transportberäkningar som gjorts i föreliggande rapport utifrån uppmätta halter i olika delar av Emån uppskattas de delsträckor som innefattar tätorterna som ligger högre upp i Emån (Nässjö, Eksjö Vetlanda) svara för ett tillskott av bly på ca 40–50 kg/år. Detta innefattar då inte bara dagvatten från tätorten utan även diffusa utsläpp och punktkällor. Enligt Tholén och Envall skulle dessa tätorter svara för ca 75 % av det totala utsläppet från dagvatten till Emån.

För delsträckan som omfattar Hultsfred och Målilla ger transportberäkningarna ett tillskott av bly på ca 200 kg/år och för sträckan som omfattar Högsby och Flise-ryd ca 100 kg/år. I de två senare delsträckorna finns de tidigare batterifabrikerna som utgör punktkällor samt även ger en diffus förorening. Detta indikerar att de schablonberäkningar som gjorts av utsläpp via dagvatten tenderar att överskatta utsläppen och att istället förorenade områden utgör väsentliga källor till dessa föroreningar.

4 Metoder för bedömning av olika utsläpp

4.1 Bedömning och värdering av utsläpp från förorenade områden

4.1.1 Generella riktvärden för mark

I de generella riktvärdena för förorenad mark (Naturvårdsverket, 1997) tas hänsyn till risken att föroreningar kan lakas ut ur marken och via grundvattnet spridas till en sjö eller vattendrag och där orsaka negativ påverkan på miljön. En beräkning görs av den högsta halt i marken som kan tillåtas utan att ge upphov till en halt i en ytvattenrecipient som överstiger givna kvalitetskriterier. Beräkningen bygger på generella antaganden om föroreningens lakbarhet, utlakningsprocesser, transport med grundvattnet, utspädning i recipienten och föroreningens uppträdande i recipienten. För uppskattning av vid vilka halter miljöeffekter i ytvatten kan uppkomma användes riktvärden från CCME i Kanada. Dessa baserar sig på sammanställningar och utvärderingar av tillgängliga data om ekotoxikologiska effekter av ämnena i ytvatten.

Modellen för utlakningen baseras på att föroreningar fördelar sig mellan den förorenade jorden och porvattnet. I modellen beräknas utlakningen från den förorenade jorden genom att anta att nederbörd som infiltrerar genom förorenad jord ovan grundvattenytan eller grundvatten som strömmar genom förorenad jord under grundvattenytan har uppnått jämviktshalt med den förorenade jorden. Detta är ett försiktigt antagande som försummar att strömning inte sker i alla markens porer. Jämviktshalten mellan jord och porvatten beskrivs i riktvärdesmodellen med en fördelningskoefficient (Kd-värde). Kd-värdet anger koncentrationen i jord delad med koncentrationen i vatten, och uttrycks i l/kg (egentligen (mg/kg)/(mg/l) vilket förkortas till l/kg).

Spridningen till ytvatten hanteras i riktvärdesmodellen genom att anta att förorenat porvatten från det förorenade området transporteras med grundvattnet till en ytvattenrecipient. Beräkningen bygger således på den sammantagna utspädningen mellan det förorenade området och ytvattenrecipienten. Beräknade föroreningshalter i ytvattnet jämförs sedan med miljökvalitetskriterier för ytvatten.

Modellen bygger på följande antaganden:

- Mängden förorening i området antas inte minska på grund av utläckaget utan är konstant i tiden.
- Ingen hänsyn tas till fördröjning eller nedbrytning under transporten till recipienten.
- En fullständig omblandning av utsläppet från det förorenade området sker i recipienten.
- Ansamling av föroreningar i sediment beaktas inte.

- Bakgrundshalter i ytvattnet eller andra källor som belastar ytvattnet ingår inte i beräkningsmetoden.
- Förångning och nedbrytning av föroreningar i ytvattnet beaktas inte.

I Naturvårdsverket (1997) antogs en total utspädningsfaktor på 1/60 000 mellan porvattnet i det förorenade området och ytvattnet. Detta bygger på ett relativt litet förorenat område (något 100-tal m²) med liten infiltration (50 mm/år) och ett ytvattendrag med en vattenföring på 1 000 000 m³/år. Förorenade områden är ofta väsentligt större (typiskt flera 1000-tals m²) och har en större infiltration (200–300 mm/år), vilket innebär att den utspädningsfaktor som använts för de generella riktvärdena inte är försiktigt vald för det stora flertalet av områdena i Sverige. I remission till nya generella riktvärden har detta dock modifierats, se avsnitt 4.1.2.

De kanadensiska ytvattenkvalitetskriterier som användes baserar sig på resultat av ekotoxikologiska tester i vattenmiljö och tar endast i begränsad mån hänsyn till att föroreningar kan ansamlas i näringskedjor. För metaller är kriterierna i många fall väsentligt över de bakgrundshalter som förekommer i svenska sjöar och vattendrag.

Båda dessa faktorer innebär att beräkningsmodellen som användes för generella riktvärden inte säkert ger ett skydd för ytvattenmiljön. I praktiken innebär dock de krav som ställs på skydd mot hälsoeffekter eller miljöeffekter inom det förorenade området att de generella riktvärdena hamnar på sådana nivåer att de även skyddar mot effekter i ytvatten.

4.1.2 Modell för platsspecifika riktvärden

För att underlätta framtagning och granskning av platsspecifika riktvärden har Naturvårdsverket låtit ta fram ett beräkningsverktyg. Modellen har även använts för att ta fram generella riktvärden som för närvarande är på remiss (Naturvårdsverket, 2005b). Den modell som används är en vidareutveckling av modellen för generella riktvärden. Även en uppdatering av databasen har gjorts. När det gäller beräkningen av spridningen är de viktigaste förändringarna:

- Den parameter som styr utlakningen av föroreningar (Kd-värdet) har höjts för vissa metaller eftersom de värden som användes för den generella modellen var extremt konservativa.
- Standarddata för områdets storlek och infiltrationen har ändrats vilket ger en total utspädningsfaktor mellan porvatten och ytvatten på 1/4000.
- De kvalitetskriterier som används för ytvatten har uppdaterats utifrån nya sammanställningar från CCME och RIVM. För metaller har hänsyn tagits till bakgrundsvärden i svenska sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2000).

Inga större förändringar har gjorts i själva beräkningsmodellen vilket innebär att flera av dess begränsningar kvarstår och måste beaktas när platsspecifika riktvärden skall tas fram. Detta gäller till exempel beräkningen av utspädningsfaktorn där det gäller att:

- Vattenföringen i de flesta vattendrag varierar kraftigt över året och under stora delar av året är vattenföringen lägre än årsmedelvärdet.
- Inblandning av vatten från det förorenade området är ofullständig, t.ex. där förorenat grundvatten flödar in i recipienten, vilket gör att lokalt mycket högre halter kan förekomma.
- Många föroreningar binds kraftigt till partiklar och ”späds” därmed inte ut, utan kan sedimentera inom ett begränsat område med höga sedimenthalter till följd.

Modellbegränsningarna blir mest tydliga då modellen tillämpas på vattendrag med stor vattenföring, större sjöar eller kustvatten. Med den totala vattenföringen eller vattenomsättningen antas en överdrivet stor utspädning. För att de av modellen beräknade ytvattenhalterna skall överskrida miljökvalitetskriterierna medger modellen att orimligt stora föroreningsmängder kan släppas ut i recipienten. Det är i dessa fall inte rimligt att enbart basera skyddet av ytvatten på utspädningen utan även beakta föroreningsbelastningen på aktuella vattendraget. Detta gäller i synnerhet om den platsspecifika utspädningen väsentligt avviker från den som används i standardfallet (ca 1/4000).

4.1.3 Platsspecifika riskbedömningar och riskvärderingar

De metoder som används för generella eller platsspecifika riktvärden baserar sig huvudsakligen på haltförändringar i recipienten. I många fall är det mer relevant att beräkna utsläpp och belastning på recipienten. Detta ger en bättre möjlighet att jämföra med utsläpp från andra källor, t.ex. när en riskbedömning och riskvärdering görs för områden som ligger vid recipienter som belastas av flera föroreningskällor, t.ex. sjöar, floder, älvar eller kustområden. I dessa fall är det uppenbart inte rimligt att det förorenade området kan ta i anspråk hela det ”tillgängliga” belastningsutrymmet. Om detta är fallet bör haltkriterier justeras för detta så att det förorenade området enbart ”tillåts” bidra med en andel av det totala tillgängliga utrymmet. Detta kräver att en uppskattning görs av det totala föroreningsflödet till recipienten. Lämpligen görs också en bedömning av hur belastningen från olika källor kan komma att förändras i framtiden och hur mycket det förorenade området kan tänkas bidra till den framtida belastningen.

I vissa vattendrag kan föroreningshalterna redan överskrida miljökvalitetskriterier pga. diffus belastning eller belastning från andra föroreningskällor. I dessa fall krävs en utredning för att bedöma vilka effekter belastningen verkligen innebär, samt en prognos för hur bidraget från olika källor kan komma att förändras i framtiden.

Exempel Oskarshamn

I en nyligen genomförd riskbedömning för Oskarshamns hamn gjordes uppskattningar som visade på mycket höga läckage av kadmium, bly, koppar och zink från hamnsedimenten ut i Kalmarsund (Bank och Carlsson, 2005). Dagens utsläpp från landbaserade verksamheter är inte försumbara, men bedömdes inte vara styrande för eventuella åtgärder. Kustvattnen i området är dock starkt påverkade av eutrofiering och det bedömdes inte gå att särskilja några biologiska effekter av tungmetallutsläppet. Det konstaterades

rades också att utsläppen från hamnen motsvarar de som kommer från större vattendrag i regionen, men är små i förhållande till det totala utsläppet från Sverige till Östersjön och mycket litet i förhållande till det totala utsläppet till Östersjön. Även om det inte bedömdes som möjligt att urskilja föroreningshalter i egentliga Östersjön eller i Kalmarsund orsakade av utsläppen från Oskarshamns hamnbassäng, konstaterades att utsläppen från hamnen är betydande och kan förväntas pågå under lång tid och därför medverkar till negativa effekter i nuläget och i framtiden. Eftersom en stor del av tungmetallerna är sulfidbundna gjordes också bedömningen att en förbättrad syresättning av sedimenten skulle öka utsläppet. Det föreslagna alternativet var därför en omfattande sanering av hamnbassängen. Som mätbart åtgärds mål föreslogs att 95 % av föroreningarna skulle tas bort. Åtgärds mål avseende reduktion av spridning föreslogs tas fram i samband med projekteringen.

Exempel Beckholmen

I en riskbedömning och riskvärdering av Beckholmen i Stockholm (Eriksson m.fl., 2005) gjordes uppskattningar som visade att området skulle kunna vara källa till 5 % av det totala kvicksilverutsläppet till Saltsjön, 8 % av det totala blyutsläppet och 10 % av det totala PAH utsläppet. En osäkerhet finns i uppskattningen, olika metoder (utgående från halter i mark, i grundvatten och i omgivande sediment) användes för att uppskatta utsläppet med något olika resultat. En osäkerhet finns också i beräkningen av hur stora de totala utsläppen till Saltsjön är. Sedimenten kring Stockholm är kraftigt förorenade med ytterligare förhöjda halter av kvicksilver, bly och PAH i Beckholmens närhet. Biologiska undersökningar som har gjorts i sedimenten visar på påverkan. Extrakt av sedimenten med polyaromatfraktioner har visat stor giftighet. Utsläpp från Beckholmen bedöms vara ett signifikant bidrag till de förhöjda halterna i sediment i närområdet.

Som övergripande åtgärds mål vad gäller spridning föreslogs att målet skulle vara att Beckholmen inte skulle vara en väsentlig källa till spridning av föroreningar i relation till andra åtgärdbara källor i närområdet såsom dagvatten, avloppsreningsverk och andra förorenade markområden. Som ett underlag till preliminärt mätbart åtgärds mål föreslogs att en lämplig nivå skulle vara att Beckholmen inte skulle bidra med mer än 1 % av det uppskattade utsläppet till Saltsjön. Detta bedöms kräva 80 % reduktion av dagens utsläpp. Ett resonemang fördes också om hur stor arealbelastningen var från Beckholmen i jämförelse med Stockholm i stort. I dagsläget uppskattades utsläppet per ytenhet vara 200–300 gånger högre än från övriga Stockholm. En reduktion med 80 % skulle innebära att utläckaget blir ca 50 gånger större än för övriga Stockholm, något som bedömdes vara rimligt i beaktande av den begränsade yta området har.

Dessa exempel visar att det är en komplex frågeställning som måste behandlas när riskvärderingar av utsläpp skall göras. Faktorer som inverkar är:

Det förorenade områdets bidrag i förhållande till andra källor. Mängden förorening är i de flesta fall stor, vilket innebär att utsläpp kan pågå under lång tid. Andra källor ger ofta direkta utsläpp som på relativt kort sikt kan åtgärdas. De stora mängder förorening som finns inom ett förorenat område innebär också en risk för ökade utsläpp i framtiden.

Sekundär förorening av omgivningen. Det förorenade området är ofta resultat av en historisk förorening som med tiden har orsakat förhöjda halter i närområdet, pga. sedimentation av föroreningar i omgivande vatten eller nedfall från luft på marken i omgivningarna. Även om det primärt förorenade området åtgärdas kan områden med sekundär förorening fortsätta ge en belastning.

Möjlighet att relatera till miljöeffekter. Miljöeffekter kan vara påvisbara, men är ofta mycket svåra att direkt relatera till de aktuella föroreningarna eller det

aktuella förorenade området. De föroreningar som finns inom ett område är sällan unika utan även andra källor bidrar med samma typ av föroreningar. Påverkan orsakas också av andra ämnen, övergödning eller förurning.

4.2 Metoder för bestämning av utsläpp från andra källor

Riskbedömningar och riskvärderingar av utsläpp till recipienter görs i en rad olika sammanhang:

- Tillstånd till industrier och deponier
- Dagvattenbelastning från vägar
- Gränsvärden för mottagning av avfall vid deponier
- Riktlinjer för användning av restprodukter

4.2.1 Utsläppsgränser för industri

För industri och i viss mån deponier görs prövning av utsläpp oftast i samband med omprövning av tillstånd för befintliga verksamheter eller vid kapacitetsutökningar. Mer sällan startar nya verksamheter som är aktuella för prövning.

En sammanvägd bedömning ska göras av vilken teknik som finns i dag och vilka effekter den kan ge. En skälighetsbedömning görs där kostnaden vägs mot krav på ytterligare rening. Bästa tillgängliga teknik styr oftast och det är sällan som plats specifika bedömningar av effekterna i miljön på grund av utsläpp till vatten görs.

I de fall då påverkan på recipienten vägs in görs detta genom att man tar hänsyn till recipientens storlek och om den är påverkad av tidigare utsläpp. Information från den samlade recipientkontrollen används för att se om tillståndet i en recipient förändras över en lång tid. Det aktuella utsläppet jämförs med hur mycket som transporteras i vattendraget i dagsläget. En sammanvägning görs även med skyddsvärde mm. I vissa fall görs även en jämförelse med opåverkade vattendrag.

Haltgränser används i viss utsträckning, t.ex. gränsvärden för utsläpp till vatten enligt EG-direktiv, exempelvis från rökgasrening i avfallsförbränningsanläggningar (200/76/EG), se tabell 4.1. Vid prövning av befintliga industrier jämförs även med tidigare utsläppsgränser eller med haltgränser satta för liknande industrier på annan plats eller annan typ av industri som släpper ut till samma vattendrag. Vid bedömning av nya industrier görs en jämförelse med tidigare fall i andra län, i miljödomstolen och i andra länder.

Även totala utsläpp beaktas. Hänsyn tas till storleken på recipienten genom ett resonemang om utspädning. För små recipienter kan kraven skärpas för att inte riskera en haltökning. Kraven kan även sättas hårdare om vattendraget redan är hårt belastad.

4.2.2 Kriterier för dagvatten

Hantering av dagvatten är ett komplext problem och åtgärder mot förorenat dagvatten sätts in på olika nivåer, t.ex. reducering av källor, separering av rent och förorenat dagvatten, lokal rening av dagvatten eller rening i avloppsreningsverk av

kraftigt förorenat dagvatten (Stockholm, 2002). Haltgränser för klassificering av dagvatten har tagits fram i Stockholm. Beroende på föroreningsinnehåll klassas dagvattnet som låga, måttliga eller höga. Klassningen används som underlag för bedömning av dagvatten och för styrning av hur dagvattnet skall hanteras. Klassningen bygger på Naturvårdsverkets bedömning av tillstånd i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2000). Där låga halter i dagvattnet motsvarar klasserna 1–3 (måttligt höga halter) i bedömningsgrunderna, måttliga halter i dagvatten motsvarar klass 4 (höga halter) och höga halter i dagvatten motsvarar klass 5 (mycket höga halter). De haltgränser som används presenteras i tabell 4.1.

4.2.3 Gränsvärden för deponier

Som underlag för de gränsvärden för deponier som anges i Naturvårdsverkets föreskrifter för deponering (NFS 2004:10) har modellberäkningar utförts med den s.k. TAC-modellen (Hjelmar m.fl., 2001). Denna modell används för att simulera utlakningsförlopp som är jämförbara med resultat från lakförsök. Denna maximalt tillåtna utlakningen skall inte vara större än att grundvattnet skyddas på ett givet avstånd från deponin, där avståndet beror på om deponin är klassad för inert, icke-farligt eller farligt avfall. Som kriterium för skydd av grundvatten används EU:s dricksvattennormer med vissa justeringar, se tabell 4.1. Trots att dricksvattennormerna inte beaktar effekter i den akvatiska miljön bedöms de för metaller ge ett skydd även mot utsläpp till ytvatten.

4.2.4 Riktlinjer för användning av restprodukter

Ett antal förslag har tagits fram eller är under utarbetande som gäller riktvärden för användning av olika restprodukter för vägbyggnad, anläggning, mm. Risker för utläckage som kan orsaka påverkan på grundvatten eller ytvatten beaktas normalt. Oftast används haltbaserade kriterier på samma sätt som för bedömning av effekter för förorenade massor, t.ex. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, ytvattenkvalitetskriterier från Kanada, USA eller Nederländerna.

Tabell 4.1 Jämförelse av utsläppskriterier för vattenutsläpp från rökgasrening, dagvatten samt kriterier för skydd av grundvatten för gränsvärden för avfall (mg/l).

	Utsläppsgränsvärden rökgasrening Avfallsför- brännings direktivet	Klassificering dagvatten		Kriterium för skydd av grundvatten TAC- modellen
		Gräns låg- måttlig	Gräns måttlig- hög	
As	0,3			0,01
Cd	0,05	0,0003	0,0015	0,004
Cr	0,5	0,015	0,075	0,05
Cu	0,5	0,009	0,045	0,05
Hg	0,03	0,00004	0,0002	0,001
Ni	0,5	0,045	0,225	0,02
Pb	0,2	0,003	0,015	0,01
Zn	1,5	0,06	0,3	0,1

5 Bedömning av spridning från förorenade områden

För att åtgärds mål rörande reduktion av utsläpp skall vara meningsfulla krävs metoder för att uppskatta utsläppet i dagsläget och även för att uppskatta vilka effekter åtgärder kan ha på utsläppet. Enkla och robusta metoder för att uppskatta reduktion av risk för spridning saknas i dagsläget.

De riktvärden som används för förorenad mark tar hänsyn till risken för spridning av föroreningar. Riktvärden är haltbaserade och de modeller som används för riktvärdesberäkningar är förenklade och tar endast i begränsad mån hänsyn till föroreningsmängder, storlek på förorenade ytor och spridningsförhållanden i olika delar av området. Riktvärden för jord är inte heller användbara när föroreningen huvudsakligen återfinns i grundvattnet eller när åtgärder för att isolera eller stabilisera förorening är aktuella.

Exempel

Markförorening förekommer i ett strandnära område. I stora delar av ytan förekommer förhöjda halter som påverkas av infiltrerande nederbörd. Nära stranden finns delområden med höga halter som påverkas av vattenströmning på grund av nivåvariationer i sjön. Längre upp från stranden finns ett mindre område med mycket höga halter djupt ned som påverkas av grundvatten som strömmar från ett höjdområde. Vilket område som bidrar mest till belastningen kan i detta fall inte relateras till halterna i jorden.

Mer komplicerade spridningsmodeller finns med vars hjälp man kan beräkna utsläpp. Dessa modeller kräver detaljerade data om hydrogeologiska och kemiska förhållanden i jorden som oftast inte finns tillgängliga och vars framtagande skulle kräva omfattande undersökningar. Det bedöms därför ofta inte som motiverat att lägga resurser på att sätta upp komplicerade modeller för spridningsberäkningar utan enklare metoder väljs. I vissa projekt kan det dock vara motiverat att använda mer avancerade modeller.

5.1 Spridningsmodeller

I detta avsnitt kommer användningen av mer avancerade spridningsmodeller att diskuteras med fokus på tillämpning för riskbedömningar av spridning från förorenade områden i nuläget och i framtiden samt för att bedöma effekter av olika efterbehandlingsåtgärder. För en mer teknisk-matematisk beskrivning av modellerna hänvisas till andra rapporter t.ex. Gustafsson m.fl. (2005) och för en genomgång av vilka beräkningsverktyg som finns tillgängliga hänvisas till andra sammanställningar (NV/SGF, 1998; DHI, 2005).

Modeller som används för bedömning av spridning är ofta uppdelade i separata delar:

Hydrogeologiska modeller som används för att beräkna grundvattennivåer eller vattenmättnad samt grundvattenflöden i marken.

Källtermsmodeller som används för att beräkna frigörelsen av föroreningar från det förorenade materialet.

Transportmodeller som beräknar hur föroreningen rör sig i marken, t.ex. sorption, kemiska reaktioner, nedbrytning, m.m.

De olika delarna beskriver processer som samverkar kraftigt och modellerna är mer eller mindre sammankopplade. Beroende på problemställningen, typ av geologi, hydrologiska förhållanden, typ av förorening och spridningsförutsättningar kan olika processer vara av dominerande betydelse för spridningen. De datormodeller som utvecklats, ofta för specifika ändamål, sätter därför ofta fokus på olika delar i beräkningskedjan. De modeller som försöker ”greppa allt” tenderar att bli mycket komplicerade och svårarvända. En grov och inte fullständigt heltäckande indelning av olika typer av modeller baserat på vad de främst inriktar sig på är:

Modeller med fokus på hydrologi. Här ingår modeller som inriktar sig på en realistisk (ofta tredimensionell) beskrivning av de geologiska förhållandena i ett område, olika jordlagars utsträckning eller sprickzoner i berg och dessas hydrogeologiska egenskaper. En annan typ av modell är inriktade på de varierande hydrologiska förhållanden som råder i marklagren där nederbördsförhållanden och meteorologiska förhållanden ger upphov till varierande vattenmättnadsgrad i marken och vattenflöden. Variationer simuleras ofta på dygns eller månadsbasis. Till dessa typer av modeller kopplas sedan modeller som beskriver källtermen och transporten, men på grund av att beskrivningen av hydrologin är komplicerad görs ofta (men inte alltid) kraftiga förenklingar av dessa delar.

Modeller med fokus på källtermen. Här ingår modeller som beskriver kemiska och/eller fysikaliska processer som styr utlakningen från det förorenade materialet. Dessa kan basera sig på tolkning av uppmätta värden såsom de modeller som beskrivits i avsnitt 3.3, Kd-modellen och modellen för extrapolering av lakförsök. Andra typer av modeller (specieringsmodeller, reaktionsvägsmodeller, m.m.) försöker beskriva de kemiska reaktioner som sker i materialet, upplösning, utfällning, komplexbindning i vissa fall även kopplat till transport. Dessa modeller är ofta av en generell typ som kräver specialistkompetens för att tillämpa på specifika praktiska problem. Modeller för att beskriva de fysikaliska processer som inverkar på utlakningen (t.ex. diffusion i avfallspartiklar, massöverföring till en rörlig vattenfas) är ofta specialanpassade för specifika problem och ingår då som en del i en transportmodell. Modeller med fokus på källtermen utgår typiskt från en förenklad hydrologisk modell, t.ex. vattenflöde genom och runt det förorenade materialet. Källtermsmodeller är ofta viktiga för att uppskatta utläckage från förorenade sediment och är då anpassade till de speciella processer som sker där, t.ex. sedimentation av nytt material, resuspension, växlande redoxförhållanden, biologisk aktivitet, överföringsmotstånd till överliggande vattenmassa.

Modeller med fokus på transport. Inriktningen ligger här på transport av förorening löst i vattenfasen även om modeller för transport av fri fas, gas och partiklar (kolloider) finns. Utgångspunkten är resultat från en hydrogeologisk modell eller en enklare hydrologisk beräkning som ger grundvattenflöden och transportvägarnas geometri. En skiljelinje går här mellan modeller som är inriktade på trans-

portvägarnas storskaliga karakteristik ofta framtagna med hjälp av tredimensionella hydrologiska modeller och modeller inriktade på transportvägarnas karakteristika på liten skala och som ofta betraktar endimensionella transportvägar. Den förstnämnda typen av modeller kan ge en god bild av verkliga utströmningspunkter och utspädningsförhållanden, medan den senare typen är inriktade på att beskriva de interaktioner som uppkommer mellan det strömmande vattnet och det fasta materialet, t.ex. sorption och utfällningar.

5.2 Användning av spridningsmodeller för riskbedömningar

Hitintills har fokus i de få modelleringar som gjorts kring förorenade områden legat på hydrologi som ofta beskrivits i relativt stor detalj, t.ex. tredimensionella hydrologimodeller, medan modellering av källterm och transport skett på ett relativt enkelt sätt. Källtermen har beskrivits genom Kd-modellen eller extrapolerade lakförsök. Transporten har beskrivits med advektions-dispersionsekvationen där en linjär sorption beskrivits med Kd-värden och fördröjningsfaktorer. Av flera skäl är dock denna strategi inte alltid lämplig för riskbedömningar av förorenade områden. Några allmängiltiga råd för vilken inriktning som är bäst lämpad kan inte ges, utan beror på det studerade problemet.

De geologiska förhållandena är ofta komplicerade med lagrade strukturer med täta och genomsläppliga material. Kunskapen om de geologiska lagrens geometri och egenskaper är normalt begränsad till ett fåtal punkter. Dessutom kan installationer och konstruktioner (dränageledningar, ledningsgravar, byggnadsgrunder, mm.) som inte alltid är välkända påverka grundvattenflödena. Det krävs därför omfattande undersökningar för att skapa en geologisk beskrivning som är tillräckligt komplett för att motivera en komplicerad tredimensionell hydrologisk modell.

I det långsiktiga perspektiv som gäller för riskbedömningen kan de hydrologiska förhållandena förändras (pga. ändrade klimatförhållanden, täckning av ytor, pumpning, mm.). De transportvägar som beräknas kanske därför inte är giltig i det långa tidsperspektivet. Å andra sidan kan hydrogeologiska modeller användas för att simulera den hydrologiska effekten av förändrade förhållanden, inklusive effekten av olika efterbehandlingsåtgärder som är inriktade på att reglera flöden, t.ex. hydrauliska barriärer, tätskikt och täckdikningar.

Vattenomsättningen i ett förorenat område styrs inte enbart av grundvattenflöden. Många förorenade områden ligger strandnära där strömningen i vattendraget eller variationer i nivån i vattendraget kan medföra ett vattenflöde genom förorenade massor. Denna typ av vattenutbyte är ofta krångligt att beräkna med traditionella modeller eftersom inverkan av ytvattendrag inte finns med.

Kemiska processer har i flera sammanhang visat sig vara viktiga för utläckaget från det förorenade materialet. Detta kan innebära att Kd-modellen inte är direkt tillämplig eller bör användas med vissa restriktioner, till exempel med olika Kd-värden för föroreningar i olika haltintervall. En förståelse för de kemiska förhållandena är viktig när prognoser skall göras av framtida läckage, t.ex. vid extrapolation av resultat från lakförsök. En förståelse för de kemiska förhållandena krävs också

för att utvärdera efterbehandlingsmetoder som innebär olika former av kemisk stabilisering.

Fysikaliska processer som påverkar utlakningen har hittills ägnats mycket liten uppmärksamhet vid spridningsberäkningar från förorenade områden. I många fall är fysikaliska barriärer (t.ex. diffusionsmotstånd) styrande för utläckaget. Detta gäller inte minst vid utvärdering av behandlingsmetoder som solidifiering.

De hydrogeologiska modeller som används beräknar en medeltransporttid för vattnet och den variation i transporttid som finns beräknas genom att i transportmodellen använda en dispersionskoefficient. Förorenade områden är dock vanligen mycket heterogena, varför stora variationer kan uppkomma i transporttid, något som inte beskrivs väl av modeller som enbart baserar sig på dispersion. Dessutom är transporttid en mycket svårberäknad parameter. För att ta fram en transporthastighet (m/s) om vattenflödet är känt ($m^3/m^2 \cdot s$) krävs en flödesporositeten. Denna parameter är vanligen dåligt känd och de uppskattningar som finns för olika material varierar inom stora intervall. Detta är inte minst viktigt för transporten av föroreningar som bryts ned i grundvattnet, där den tid som föroreningen har på sig att brytas ned innan den når en recipient är en mycket viktig parameter.

Erfarenheten från andra områden, t.ex. kärnavfallsområdet visar att de detaljerade flödesvägarna har stor betydelse för hur effektiv överföringen är mellan det strömmande vattnet och fast material, t.ex. för sorption eller diffusion in i områden med stillastående vatten. Om vattenflödet är koncentrerat till vissa delar av det fasta materialet, s.k. kanalbildning, kommer inte allt fast material vara omedelbart tillgängligt för sorption. Den gängse hanteringen av sorptionen har varit att halterna i hela den genomströmmade jorden varit i jämvikt med halten i det strömmande vattnet, dvs. allt material är tillgängligt för sorption. Det finns då en stor risk att den fördröjningseffekt som beräknas kraftigt överskattas.

5.3 Förslag till en enkel spridningsmodell för bedömning av riskreduktion

En relativt enkel modell för att beräkna spridningen skulle kunna ställas upp baserat på principen att utläckaget från ett delområde kan relateras till mängden förorening i området och hur mycket vatten som strömmar genom delområdet. Modellen förslås ha följande principiella uppbyggnad:

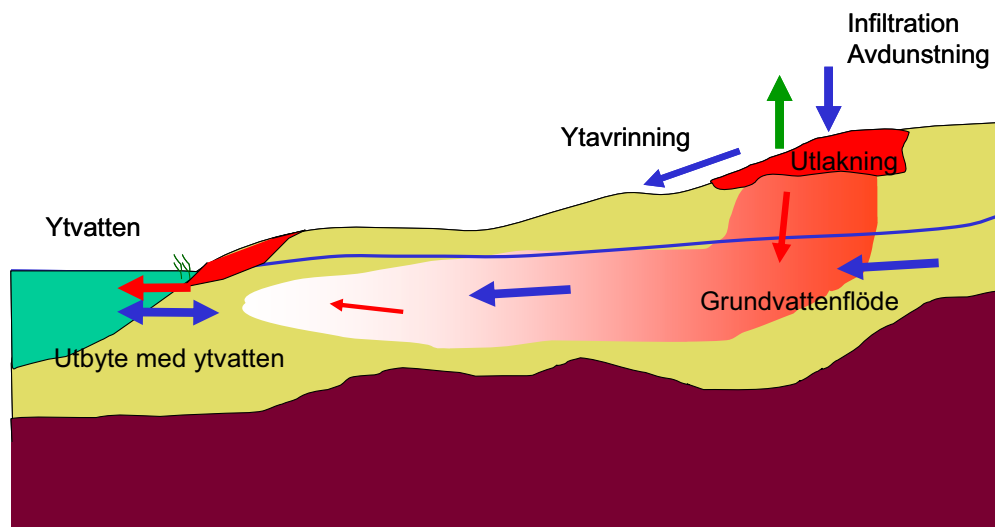
- Enkla metoder för att beräkna vattenflöden genom delområdena, antingen genom infiltrerande nederbörd, grundvatten eller på grund av vattenutbyte med en sjö eller ett vattendrag.
- Halten av rörliga föroreningar inom ett delområde beräknas med en källtermsmodell. Valet av modell kan anpassas till typ av förorening, för att ta hänsyn till kemiska och fysikaliska barriärer. I den enklaste formen kan den relateras till totalhalten i jorden (Kd-modellen), lakförsök eller till mer komplicerade modeller.
- Enkla modeller för att uppskatta inverkan av partikeltransport, erosion, m.m.

- Frigörelsen av föroreningar antas vara proportionell mot totala vattenflöden genom delområdet och oberoende av föroreningshalten i det vatten som passerar genom området. Till exempel vatten som fått höga halter efter att ha strömmat genom ett högförorenat område kan fortsätta att ta upp föroreningar när det strömmar genom ett område med lägre föroreningsgrad.
- Enkla modeller för transport från delområdena till recipienter. Modeller med olika grad av komplexitet föreslås, från modeller som inte beaktar att fastläggning sker av föroreningar 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 figur 5.1 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 givit förhöjda halter i ett större område och 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 sedan 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.

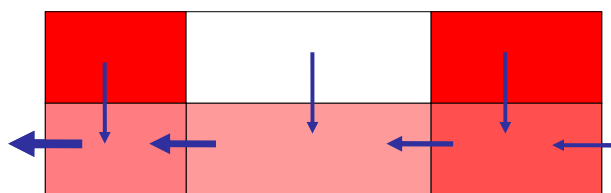
Utfyllnaden på land påverkas av infiltrationen och eftersom området sluttar kan ytavrinning också leda till erosion och förorenings spridning. Förorening som läckt från utfyllnaden på land (markerat med rosa) sprids med genomströmmande grundvatten.



Figur 5.1 Schematisk bild av föroreningssituationen vid ett förorenat område.

Ett flertal modeller finns tillgängliga som kan modellera grundvattenförhållanden, spridningsvägar och föroreningstransport i en sådan här situation. Ofta saknas dock bra metoder för att beskriva utbyte med ytvatten, ytavrinning och erosion. Dessa modeller är ofta relativt komplexa och kräver stora mängder data och en stor arbetsinsats för att få fram resultat. Modellens inneboende förmåga att ge en detaljrik bild av föroreningsspridningen är ofta god, men motsvaras inte alltid av den kunskap som finns om förhållandena i marklagren, föroreningens lakbarhet och mobilitet i olika delar av området. I stället föreslås en enkel spridningsmodell som ger svar på de mest väsentliga frågorna för riskbedömning och riskvärdering. Målsättningen är att modellen enkelt skall kunna anpassas till de plats specifika förutsättningarna och de väsentliga frågor som skall besvaras. Modellen kan förfinas efterhand utan att stora ansträngningar krävs för att göra om modellen. Tanke är att resurser framförallt skall kunna användas för att ta fram bra indata och utreda olika alternativ.

I detta exempel har det förorenade området delats in i sex delområden, se figur 5.2. Dessa områden beskrivs som lådor, men kan även representera områden med en mer oregelbunden form.



Figur 5.2 Schematisk beskrivning av förorenade områden och spridningsvägar.

För varje låda ingår en:

Källtermmodell som beskriver mängden förorening som finns i området, hur föroreningen utlakas och hur den transporteras från ”lådan”. I den enklaste versionen kan källtermen beräknas från total föroreningsmängd, totalt vattenflöde genom ”lådan” och föroreningens lakbarhet, t.ex. ett K_d -värde, men även mer avancerade metoder kan användas.

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 advektionsdispersionsmodellen. I de fall linjära processer ingår t.ex. sorption/desorption 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:

Totalt föroreningsinnehåll i delområden som baserar sig på utförd provtagning. Olika avancerade metoder för att interpolera halter och ta fram osäkerheter i mängder kan användas och läggas in i modellen.

Vattenflöden i delområden som kan basera sig på enkla hydrogeologiska uppskattningar eller separata hydrogeologisk modellering om de nödvändiga indata finns.

Förorenings lakbarhet som kan basera sig på lakförsök eller geokemiska bedömningar och beräkningar. 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 undvikas 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 Gustafsson m.fl. (2005) och Fanger m.fl. (2005).

I de fall transport av förorening till recipienten skall modelleras krävs även data om transportvägar (längd, transporttider, dispersion) och rörande föroreningarnas fastläggning längs transportvägen (Kd-värden, tillgängliga ytor 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 är väsentliga, i detta fall diffusion eller damning. Det är därför viktigt att kontrollera att andra processer inte kan leda till ökade utsläpp, speciellt gäller detta när behandlingsmetoder skall simuleras som kan ändra de grundläggande förutsättningarna på platsen.

6 Diskussion

I Sverige finns uppskattningsvis 50 000 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 riskvärdering. Denna baserar sig på en bedömning av de hälso- och miljörisker föroreningen medför, ekonomiska faktorer, tekniska möjligheter att åtgärda föroreningen men även 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, antingen 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 är för dessa områden en komplex problemställning som innehåller en rad frågor av riskvärderingskaraktär. Detta beror till stor del på att kopplingen mellan risken för miljön i recipienten och föroreningskällan (det primärt förorenade området) inte är direkt och inte nödvändigtvis lokal utan påverkas av en rad faktorer:

- Belastning från andra föroreningskällor i omgivningen
- Sekundära föroreningskällor
- Andra orsaker till miljöeffekter
- Andra prioriteringar av skyddsobjekt

Belastningen från det förorenade området kan lokalt vara dominerande, för ett medelstort förorenat område uppskattas tungmetallutsläppen ligga i nivå med de från ett större avloppsreningsverk och för stora förorenade områden i nivå med utsläppet från en skogsindustri. I jämförelse med den totala belastningen från samtliga källor i en större omgivning (län eller huvudavrinningsområde) är utsläppen mer begränsade. För vissa föroreningar ligger dock dagens nivåer över eller i närheten av det som betraktas som kritiskt för miljön. Även ett mindre tillskott kan då medföra negativa effekter på miljön.

Det är också av flera skäl svårt att direkt jämföra utsläppssiffror från olika källor med varandra eftersom källorna har olika karaktär. Belastningen från förorenade områden kan förväntas pågå under mycket lång tid (100-tals till 1000-tals år) om inga åtgärder vidtas och kan även antas öka om skyddsbarriärer försvinner eller får försämrad funktion. För andra källor av typen punktutsläpp, t.ex. från industri och reningsverk, kan åtgärder (om än kostnadskrävande) vidtas för att minska utsläppen. En minskande trend kan även ses i utsläppet från dessa källor under de senare åren. Mer diffusa källor såsom dagvatten kan kräva mer vittgående åtgärder

för att minska, men även här pågår arbete med att minska källorna, förbättra hanteringen och vid behov rena. Diffusa källor såsom atmosfäriskt nedfall och vittring från berggrunden är normalt svårare att åtgärda. Utsläpp från olika källor kan också förväntas ha olika tillgänglighet i miljön, vilket inverkar på vilken effekt belastningen från olika källor har. Det bör också observeras att omvandling av föroreningarna i miljön kan både öka och minska deras tillgänglighet.

Det förorenade området är typiskt resultat av en historisk förorening som med tiden har orsakat förhöjda halter i närområdet pga. läckage, sedimentation av föroreningar i omgivande vatten eller nedfall från luft på marken i omgivningarna. Därigenom har en sekundär föroreningskälla skapats. Även om det primärt förorenade området åtgärdas kan områden med sekundär förorening fortsätta ge en belastning.

Miljöeffekter i recipienter kan vara påvisbara, men är ofta mycket svåra att direkt hänföra till de aktuella föroreningarna eller det aktuella förorenade området. De föroreningar som finns inom ett område är sällan unika utan även andra källor bidrar med samma föroreningar. Påverkan orsakas också av andra ämnen (varav vissa kanske inte är kända), övergödning, syrebrist eller försurning. Samverkan mellan olika typer av påverkan gör det svårt eller till och med omöjligt att bedöma effekten av enskilda föroreningar.

På grund av det ovan sagda är det svårt att basera en riskbedömning på fasta gränser, dvs. halter eller utsläpp av en viss förorening som med säkerhet inte ger någon påverkan eller med säkerhet ger en påverkan. Det saknas också klara direkta samband mellan utsläpp eller halter och faktisk miljörisk. Detta innebär att grundförutsättningarna för en riskbaserad åtgärdsstrategi (Risk-Based Land Management), dvs. klara dos-effektsamband, är dåligt uppfyllda. Den alternativa metoden är att basera riskbedömningen och riskvärderingen på en strävan att motverka uppkomsten av en svåråtgärdad diffus belastning. Detta görs genom att föra olika resonemang där behovet av åtgärder värderas utifrån den totala belastningen, nuvarande miljötillstånd och förväntad utveckling, recipientens skyddsvärde, mm. Denna metod kan vara framgångsrik på enskilda objekt, men en uppenbar risk med detta förfaringsätt är att behov av omfattande åtgärder identifieras för i stort sett alla objekt och att riskbedömningen därigenom inte får rollen som ett redskap att välja åtgärdsnivå eller att prioritera mellan olika objekt.

För att komma runt detta krävs dels bra metoder att uppskatta utsläpp, men även bra metoder att värdera effekten av utsläpp. I denna studie har några metoder som använts inom andra områden inventerats och utvärderats. Denna inventering visar att det inte finns några kardinalmetoder som är direkt överförbara på förorenade områden utan att det krävs att metoder utvecklas.

I rapporten föreslås några enkla metoder för att uppskatta utsläpp från förorenade områden. Däremot har det varit svårt att finna bra metoder för utvärdering av effekter. Någon enkel väg att få fram sådana metoder finns inte, utan kräver en samlad insats från kompetens inom en rad olika områden. Viktiga faktorer för att kunna få fram sådana metoder är:

- Kunskapsöverföring mellan olika områden. I Sverige finns mycket kompetens inom miljöövervakning och miljöeffekter. Denna utnyttjas till viss del inom arbetet med förorenade områden, men mer borde kunna göras.
- Uppföljning av projekt som genomförts och av projekt som inte genomförts är en viktig del i efterbehandlingsarbetet. Inte minst är det viktigt med en efterhandskontroll av de riskbedömningar och riskvärderingar som genomförts inom projekten. Detta kan ge värdefull information för att förbättra de metoder som används.
- Erfarenhetsåterföring. Antalet områden som efterbehandlats i Sverige ökar stadigt och en mängd erfarenheter finns nu från olika projekt i Sverige. Det är viktigt att denna information når ut till de olika aktörerna inom området, t.ex. genom gemensamma Internetsidor för projektrapporter och databaser.

Referenser

- Ahlman S och Svensson G, (2005): *SEWSYS – a tool for simulation of substance flows in urban sewer systems*. Rapport 2005:11. Forskningsprogrammet Urban Water. Chalmers tekniska högskola. Göteborg.
- Alanaampa A och Nordquist E (2004): ”*Varför ska länsstyrelsen bry sig om vi släpper ut lite olja i bäcken?*” Kemikalieanvändning och emissioner i Storåns avrinningsområde. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande nr 2004:50.
- Aldheimer, (2005): *Dagvatten avsättningsmagasin Ryska Smällen*. Undersökning utförd av Stockholm Vatten AB. Rapport nr 11-2004, Stockholm Vatten.
- Bank och Carlsson, (2005): *Huvudstudierapport Sanering av hambassängen i Oskarshamn. Miljö- och hälsoriskbedömning samt åtgärdsutredning*. Rapport nr Oskarshamns hamn 2004:21. Oskarshamns kommun, mars 2005
- Bengtsfors kommun, (2003): *Föroreningsspredning från EKA-området i Bengtsfors*. Rapport nr EKA 2002:3, 2003-10-20.
- DHI (2005): *Utvärdering av olika datormodellens lämplighet vid riskbedömning av föroreningspredning*. Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Naturvårdsverket.
- Elert M, Fanger G, Pettersson M och Södergren S (2003): Huvudstudie – steg 2. *F.d. träimpregneringsanläggning, Robertsfors kommun*. Kemakta AR 2003-06.
- Elert M, Pettersson M, Fanger G och Jonsson K (2004): *Fördjupade undersökningar och utredningar Österbyverken*. Kemakta AR 2003-21,.
- Elert M, Södergren S och Jonsson K (2003): *Åtgärdsförberedande utredning f d sulfidfabriken i Mariannelund*, Eksjö kommun. Kemakta AR 2003-18.
- Emåns vattenvårdsförbund (2005): www.emans-vattenforbund.com, samt Bo Troedsson, Vetlanda kommun.
- Eriksson M, Elert M och Myrhede E (2005): *Beckholmen Huvudstudie*, Statens Fastighetsverk Dnr: 223-1733/98.
- Fanger G (2002): *Åtgärdsförberedande utredning vid Elnaryd f d impregneringsanläggning i Alvesta kommun – komplettering av huvudstudie*. Kemakta AR 2002-24.
- Fanger G och Höglund L O (2002): *Underlag för miljö- och hälsoriskbedömning projekt Högsby – Ruda*. Högsby kommun. 2002-03-08.
- Fanger G, Elert M och Höglund L O (2005): *Metodik för utförande och tolkning av lakteter i miljö- och hälsoriskbedömningar för förorenade områden*. Underlagsrapport 3 – Sammanställning av kemisk modellering och underlag för tolkning av lakteter. Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Naturvårdsverket.

Fanger G, Elert M och Höglund L O, (2002). *Frigörelse av kvicksilver, PCB och PAH från sediment i Örserumsviken*, Västerviks kommun. Förnyad simulering av muddringsalternativ och nollalternativ. Kemakta AR 2002-23, reviderad 2003-06-06.

Fanger G, Petterson M, Elert M och Juvonen B (2004): *Huvudstudie avseende efterbehandling av Scharins industriområde i Ursviken*, Skellefteå kommun. Inkluderande resultat av kompletterande undersökningar av Kemakta Konsult AB. Kemakta AR 2004-10.

Fanger G, Södergren S, Elert M och Pettersson M (2003): *Åtgärdsförberedande utredning vid Grimstorps f d impregneringsanläggning*, Nässjö kommun. Kemakta AR 2002-28.

Fanger G, Södergren S, Jonsson K, Pettersson M och Elert M (2004): *Slutlig riskbedömning och förslag till åtgärder för förorenad mark inom Lesjöfors Industripark*, Filipstads kommun. Kemakta AR 2003-17, slutversion 2004-06-30.

Gustafsson J-P, Bhattacharaya P, Berggren Kleja D, Elert M, Jarvis N, Linde M, Norrström A-C (2005): *Metallers mobilitet i mark*, Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering. Naturvårdsverket.

HELCOM, (2004): *The Fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-4)*. Balt. Sea Environ. Proc. No. 93.

Hjelmar, O, Van Der Sloot, H A, Guyonnet, D, Rietra, R P J J, Brun, A, och Hall, D (2001): *Development of acceptance criteria for landfilling of waste. An approach based on impact modelling and scenario calculations*. In: T.H. Christensen, R. Cossu, and R. Stegman, Eds., Proceedings of the 8th Waste Management and Landfill Symposium, Vol. 3, pp. 711–721.

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

Larm T (2000): *Watershed-based design of stormwater treatment facilities: model development and applications*. Doctoral Thesis, Division of Water Resources Engineering, Department of Civil and Environmental Engineering, Royal Institute of Technology

Larm T (2005): *Stormwater model StormTac*. www.stormtac.com (version 2004-13).

Ledin B, Hanaeus Å och Lindeström L (2004): *Efterbehandling av gruvavfall i Falun. Kompletterande åtgärder för att minska metalläckaget till Faluån – Dalälven och Östersjön*. Delrapport 1. Kartläggning av metalläckage och miljöriskbedömning, GVT AB och Svensk MKB.

Malmqvist P-A m.fl (1994): *Dagvattnets sammansättning*. – VAV Rapport 1994-11

- Naturvårdsverket och SGF (1998): *Modeller för miljögeotekniska tillämpningar. Rapport från arbetsgrupp tillsatt av miljötekniska kommittén*, Svenska Geotekniska Föreningen. NV rapport 4836.
- Naturvårdsverket (1997): *Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning*. Efterbehandling och sanering. Rapport 4638.
- Naturvårdsverket (2000): *Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag*, NV Rapport 4913.
- Naturvårdsverket (2002): TRK, *Transport – Retention – Källfördelning. Belastning på havet*. Maja Brandt och Helène Ejhed, Naturvårdsverket rapport 5247.
- Naturvårdsverket (2005a): *Kartläggning av källor till oavsiktligt bildade ämnen*. Rapport till regeringen 2005-03-31. Rapport 5462, mars 2005.
- Naturvårdsverket (2005b). *Beräkningsmodell för riktvärden för mark*, REMISSVERSION 2005-07-04, Naturvårdsverket, Stockholm.
- NFS (2004): Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. NFS 2004:10.
- Olvik G och Nimfeldt J (2001): *Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor*, Vägverket publikation 2001:114.
- Ramström C och Holmström H (2002): *Gladhammars gruvor utökad förstudie – Effekter av äldre koppar- och koboltbrytning i Västerviks kommun*, Västerviks kommun Envipro AB.
- SCB (2004): *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2002*. Kommunala reningsverk, skogsindustri samt viss övrig kustindustri.
- SCB (2005): Statistikdatabasen www.scb.se (2005-06)
- Skogsindustriernas Miljödata (2005): www.skogsindustrierna.org/
- SLU (2005): Miljöövervakningsdata. www.slu.se
- Stockholm (2002): *Dagvattenstrategi för Stockholm stad*, Antagen av kommunfullmäktige den 7 oktober 2002.
- Stockholm Vatten (1999a): *Föroreningsbelastning till sjön Trekanten*. Utvärdering av beräkningsmodell för dagvatten. Stockholm Vattens rapport nr 44/99.
- Stockholm Vatten (1999b): *Trafikbelastat dagvatten*. En undersökning genomförd 1992-1993. R nr 33 sept 1999.
- Stockholm Vatten, (2001): *Dagvattenundersökningar i Stockholm 1992-2000*. Rapport nr 3/2001. Ekvall, J. och Strand, M. Miljö & Utveckling, Ledningsnät.

Svidén J, Eklund M och Bergbäck B (2000): *Historisk materialflödesanalys. En inventering av industriell verksamhet 1900–1970 i Emåns avrinningsområde som kan ha medfört större utsläpp av bly, kadmium, koppar, kvicksilver, PAH och PCB.* Februari 2000.

Tholén E och Envall M (2000): *Dagvatteninventering Emåns avrinningsområde.* Emåprojektet.

Vägverket (2005): Exceldatabas väganvändning, www.vv.se

Västerviks kommun (2005): *Riskvärdering – Redovisning av beslutsunderlag samt motiv för val av åtgärd.* Västerviks kommun. Projekt Gladhammars gruvor.

Westlin, (2004): *Dagvatten från Parkeringsytor.* R nr 27-2004. KTH Land and Water Resources Engineering, Stockholm Vatten.

Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling fas 1

RAPPORT 5540

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 91-620-5540-2
ISSN 0282-7298

Hur mycket reduceras egentligen riskerna i ett förorenat område med olika åtgärdslösningar? Rapporten redovisar första fasen av ett projekt som syftar till att inventera och utveckla metoder för att göra ändamålsenliga riskbedömningar av förorenade områden. Fokus ligger på att uppskatta spridning av föroreningar och att bedöma den riskreduktion som olika behandlingsåtgärder kan ge.

Här redovisas och diskuteras olika metoder som används för att bedöma och värdera spridning från olika typer av källor. I en riskvärdering ingår att ställa de miljöeffekter ett förorenat område har i relation till andra föroreningskällor. Här görs en genomgång av information om olika föroreningskällor och en jämförelse med förhållandena vid några typiska förorenade områden. Ett förslag ges till hur en enkel modell kan sättas upp för bedömning av risker för spridning från förorenade områden samt vilken riskreduktion olika behandlingsåtgärder kan ge.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i den här rapporten. Författarna svarar själva 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.