

Föroreningar i mark

– transport och spridningsbegränsande processer

Jan Åberg

Naturgeografi D1, 10 poäng
Höstterminen 2001

Förord

Denna uppsats är resultatet av en litteraturstudie som utfördes inom uppsatskursen Naturgeografi D1 10p, vid institutionen för biologi, miljö- och geovetenskap (BMG), Umeå universitet. Kursens mål var att ge fördjupade insikter i vetenskaplig metodik, öka förmågan till kritisk bedömning av vetenskaplig litteratur, samt att självständigt sammanställa kunskapsläget inom ett delområde i ämnet naturgeografi.

Jag vill rikta ett varmt tack till min handledare Hans Ivarsson vid BMG/naturgeografi, som gav mig idén att skriva om förorenad mark, och som väglett mig genom skrivprocessen med många goda råd och konstruktiva synpunkter. Även ett stort tack till mina föräldrar Anita och Torgny Åberg, som gav värdefulla synpunkter på utformningen av både text och figurer.

Jan Åberg

Yttre Åkulla den 4/11 2001

Sammanfattning

Syftet med denna uppsats är att översiktligt beskriva transportprocesser som verkar på markföroreningar, samt att redogöra för processer som bidrar till att markföroreningarnas spridning begränsas. De grundläggande transportprocesserna i mark är advektion och diffusion. Lösningars advektion styrs av gravitation och kapillärkrafter, medan advektion av gaser i huvudsak styrs av gstrycksförändringar. Transporten av föroreningar lösta i vatten eller av andra typer av vätskor kan ofta kopplas till mark- och grundvattenflödet. Icke vattenlösliga vätskor som är tyngre än vatten kan dock även flöda oberoende av vattnets rörelser. Viktiga spridningsbegränsande processer är utspädning, biologisk nedbrytning, utfällning och sorbtion. Utspädning bidrar till att utbredningen av allvarligt förorenad mark begränsas, medan biologisk nedbrytning bidrar till att föroreningen omvandlas. Utfällning och sorbtion bidrar till att föroreningar fastläggs i markmaterialet.

Abstract

The purpose of this literature review is to describe some important aspects of soil contaminant transport and attenuation. Both chemical specific properties of the pollute and specific soil properties affect attenuation and transport processes. The two basic transport processes are advection and diffusion. Advection of solutes is driven by gravity and capillary forces, while advective gas flow is mainly controlled by gas pressure variations. Movement of soluble contaminants and non aqueous liquids in the ground are generally coupled to the water transport, with the exception of dense non aqueous liquids, which could flow independent of the water flow direction. Important attenuation processes are dilution, biological degradation, precipitation and sorbtion. Dilution will limit the area of adverse contamination, while biological degradation will transform the pollute and thereby limit the concentration. Precipitation and sorbtion reduce the liquid or gaseous phase of the contaminant.

INNEHÅLL

1	INLEDNING	1
2	FÖRORENINGAR I MARKEN	2
	2.1 Markföroreningarnas olika faser	2
	2.2 Förhållandena mellan de olika faserna	3
3	FÖRORENINGARS RÖRELSE I MARKEN	5
	3.1 Transport av löst fas	5
	3.2 Transport av gasfas	8
	3.3 Transport av fri fas	8
4	SPRIDNINGSBERGRÄNSANDE PROCESSER	10
	4.1 Utspädning	10
	4.2 Biologisk nedbrytning	11
	4.3 Fastläggning - fällning och sorbtion	12
5	EXEMPEL PÅ KOPPLINGAR MELLAN FÖRORENINGARS KEMISKA EGENSKAPER OCH UPPTRÄDANDET I MARKEN	15
	5.1 Toluén	15
	5.2 PCB	15
	5.3 Bly	15
6	ORDFÖRKLARINGAR OCH FÖRKORTNINGAR	17
7	REFERENSER	20

1 INLEDNING

Marker, inklusive grundvatten och sediment, som förorenats av punktutsläpp så att föroreningshalterna påtagligt överskrider lokala eller regionala bakgrundshalter definieras som *förorenade områden* (Naturvårdsverket 1999). Antalet identifierade svenska förorenade områden uppgår idag till ca 15 000, och ytterligare omkring 7 000 områden förväntas lokaliseras vid fortsatta inventeringar (Gullbring 2001). Bland de allvarligaste föroreningarna i Sverige återfinns ett flertal tungmetaller och organiska ämnen, däribland kvicksilver, kadmium, bly, svårnedbrytbara bekämpningsmedel och polycykliska aromatiska kolväteföreningar (PAH). Branscher som orsakat allvarlig markförorening i Sverige är bl.a. gruvor, järn- och stålindustri, kloralkaliindustri, massa och pappersindustri, gasverk och garverier (Gullbring 2001).

Efterbehandling av förorenade områden har kommit att bli ett växande verksamhetsområde i Sverige, bl.a. på grund av att det idag finns en relativt tydlig lagstiftning om förorenade områden (Miljöbalken, SFS 1998:808 10 kap) och att det finns riksdagsbeslut om att skapa en "giftfri miljö" (t.ex. de bifallna miljöpropositionerna prop. 1997/98:145 och prop. 2000/01:65; se även t.ex. Kemikalieinspektionen 1999).

Finansiering av efterbehandling sker både statligt och privat. Fram till år 2003 förväntas de anslag som fördelas via Naturvårdsverket att öka från nuvarande 152 miljoner kronor till 409 miljoner kronor (Gullbring 2001). Vid sidan av finansieringen från Naturvårdsverket kan finansiering ske med pengar från den ansvariga förorenaren, antingen genom att staten inventerar och ålägger ansvaret eller genom att förorenaren frivilligt åtar sig uppgiften att inventera och efterbehandla. När det gäller frivilliga åtaganden har exempelvis oljebolagen genom sitt gemensamma bolag SPI miljösaneringsfond AB (SPIMFAB) undersökt och sanerat ungefär 600 nedlagda bensinstationer (Wiklund, muntl). Därtill är bl.a. Försvarsmakten, Telia och SJ fastigheter i full gång med inventeringar och planering av åtgärder (Gullbring 2001).

Det växande intresset för efterbehandling av förorenade områden har bl.a. ökat efterfrågan på kunskap om föroreningars uppträdande i marken. I denna uppsats har detta beaktats och tagits fasta på. Syftet med uppsatsen är att översiktligt beskriva föroreningars förekomst och rörelse i mark, samt redogöra för viktiga naturliga processer som bidrar till att föroreningars spridning begränsas. För att avgränsa arbetet berörs varken förhållanden i berggrund eller förhållanden i sediment under vatten.

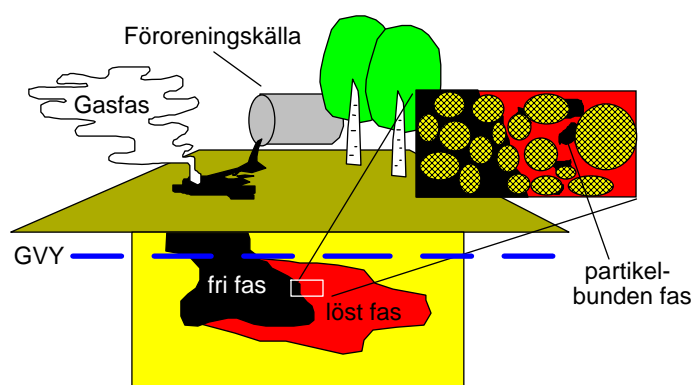
Uppsatsen är indelad i sju kapitel, varav denna inledning är det första. Kapitel 2, 3 och 4 utgör uppsatsens kärna, och berör förutsättningar för att beskriva föroreningars förekomst i marken (kapitel 2), transportprocesser (kapitel 3) och spridningsbegränsande processer (kapitel 4). Kapitel 5 kompletterar uppsatsen genom att med tre exempel beskriva kopplingar mellan tre olika föroreningars kemiska egenskaper och dessa föroreningars uppträdande i marken. I kapitel 6 förklaras ett antal ord och förkortningar som använts i uppsatsen. Kapitel 7 är en referenslista.

2 FÖRORENINGAR I MARKEN

En markförorening kan förekomma i fyra olika former eller faser. För att bringa klarhet i begreppen berörs i detta kapitel definitionerna för dessa olika faser, samt för ett antal vanligt förekommande begrepp och parametrar som kan vara till hjälp för att bedöma hur en förorening fördelar sig mellan de olika faserna.

2.1 Markföroreningars olika faser

De fyra faserna av en markförorening är: fri fas, gasfas, löst fas och partikelbunden fas (figur 1). Denna indelning är en praktiskt indelning, som endast delvis är kopplad till föroreningens strikt kemiska aggregationstillstånd: t.ex. är löst gas en del av den lösta fasen trots att den fortfarande är en gas och inte en vätska.



Figur 1. Principskiss över en markföroreningens fördelning mellan fri fas, löst fas, partikelbunden fas och gasfas.

Fri fas. Den fria fasen innehåller föroreningen i sin rena, oblandade form. De mest intressanta och omtalade ämnena som bildar fria faser är i detta sammanhang de icke vattenlösliga vätskorna, s.k. *Non-Aqueous Phase Liquids* (NAPL).

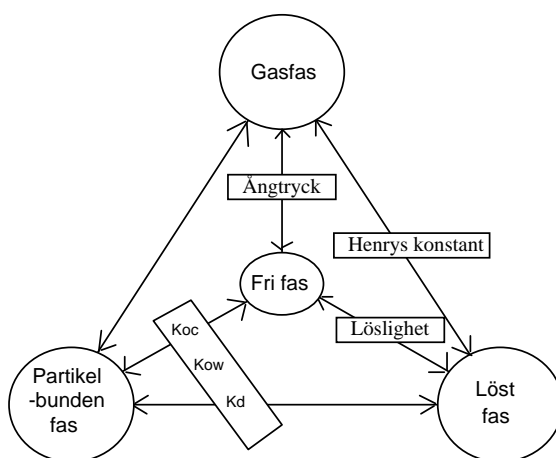
Gasfas. Här definieras gasfasen som den del av föroreningen som förekommer i en fri, icke löst gasform. Gasfasen förekommer därmed ovanför grundvattenytan och associeras med den naturliga markluften (t.ex. Kaleris och Croise 1999) eller i vissa fall med deponigaser (Persson 1996).

Löst fas. Den lösta fasen är den del av föroreningen som finns i mark- eller grundvattnet. Föroreningar i löst fas kan uppehålla sig i form av lösta joner, molekyler eller större partiklar som t.ex. kolloider.

Partikelbunden fas. Den partikelbundna fasen är den del av föroreningen som antingen bildat en egen fällning, eller som på andra sätt kan associeras med markens fasta oorganiska eller organiska material.

2.2 Förhållanden mellan olika föroreningsfaser

Vid bedömningen av hur en förorening fördelar sig mellan de olika föroreningsfaserna finns vissa grundläggande begrepp och parametrar som kan vara till god hjälp (figur 2). Begreppen och parametrarna beskriver förhållandena mellan en fas och en eller flera andra faser. T.ex. anger lösligheten för ett ämne förhållandet mellan löst och fri fas. Kortfattade beskrivningar av de olika begreppen och parametrarna ges i texten nedan. Uppgifter om enskilda ämnen ges inte, men tas delvis upp i kapitel 5, samt finns tillgängliga för ett stort antal ämnen i internetbaserade databaser, som t.ex. *Environmental Chemicals Data and Information Network* (ECDIN 2001) och *Hazardous Substances Data Bank* (HSDB 2001). Det bör dock tilläggas att det t.o.m. på denna grundläggande nivå saknas kunskap om många kemiska ämnen (Kemikalieinspektionen 1999).



Figur 2. Vanliga begrepp och parametrar som används för att beskriva förhållandet mellan olika föroreningsfaser i mark. Förklaringar ges i texten. Fritt efter Helldén (muntl.).

Löslighet. Ett ämnes vattenlöslighet kan användas som en mått på dess tendens att spridas i löst fas. Låg löslighet i vatten är en indikation på att föroreningen kan uppehålla sig i fri fas (se vidare avsnitt 3.3).

Ångtryck. Ett ämnes ångtryck kan användas som ett mått på dess flyktighet. Högt ångtryck indikerar hög flyktighet och stor sannolikhet att finna föroreningen i gasfas. Ångtrycket ökar med temperaturen och är vanligtvis lägre i fasta ämnen än i vätskor (Atkins och Jones 1997).

Henrys konstant (H) ingår i Henrys lag och används för att uttrycka gasers löslighet i vätskor. En hög löslighet i förhållande till ångtryck ger ett lågt värde på H och indikerar låg flyktighet, medan ett högt värde på H indikerar hög flyktighet (tabell 1). Gasers löslighet ökar med ökad temperatur (Atkins och Jones 1997).

Tabell 1. Henrys konstant och kopplingen till gasers flyktighet i vatten. Från ATSDR (2001).

Flyktighet	Intervall för Henrys konstant (atm m ³ /mol)
icke flyktig	$< 3 \times 10^{-7}$
låg flyktighet	$3 \times 10^{-7} - 1 \times 10^{-5}$
måttlig flyktighet	$1 \times 10^{-5} - 1 \times 10^{-3}$
hög flyktighet	$> 1 \times 10^{-3}$

K_{oc} (organic carbon partition coefficient) är ett mått på föroreningens tendens att adsorberas på ett organiskt material (Mácsik m.fl. 1998). K_{oc} varierar mellan 1 och 10⁷. Hög K_{oc} indikerar hård bindning till opolära kedjor på organsikt material i marken (tabell 2) (ATSDR 2001).

K_{ow} (octanol/water partition coefficient) beskriver ett ämnes fördelning

mellan oktanol och vatten och används som mått på ett ämnes potentiella förmåga att ackumuleras i fettvävnad och organiskt material. Höga K_{ow}-värden indikerar hög ackumulation (ATSDR 2001). K_{ow} kan omräknas till K_{oc} via ett flertal olika regressions samband (Elert m.fl. 1995).

Distributionskoefficienten K_d anger förhållandet mellan den partikelbundna och lösta fasen. Ett högt värde innebär att en stor andel av föroreningen är partikelbunden, medan låga värden indikerar att en stor del är i lösning. Förhållandet kan mätas antingen genom att göra en teoretisk uppskattning av fördelningen (Mácsik m.fl. 1998) eller genom att experimentellt fastställa föroreninghalten i vattnet och markmaterialet varefter förhållandet mellan total mängd och löst mängd beräknas (Sauvé m.fl. 2000). Organiska ämnens distributionskoefficient K_d kan uppskattas teoretiskt utifrån markspecifika och föroreningsspecifika faktorer (Elert m.fl. 1995, Sauvé m.fl. 2000), men när det gäller metaller saknas ännu kunskap för att teoretiskt beräkna tillräckligt noggranna K_d-värden för praktiskt bruk (Sauvé m.fl. 2000).

Tabell 2. Kopplingen mellan K_{oc} och adsorbtion till mark. Från ATSDR (2001).

Adsorbtion till mark	Intervall för K _{oc} (ml/g organiskt kol)
mycket svag	< 10 ¹
svag	10 ¹ - 10 ²
måttlig	10 ² - 10 ³
måttlig till stark	10 ³ - 10 ⁴
stark	10 ⁴ - 10 ⁵
mycket stark	> 10 ⁵

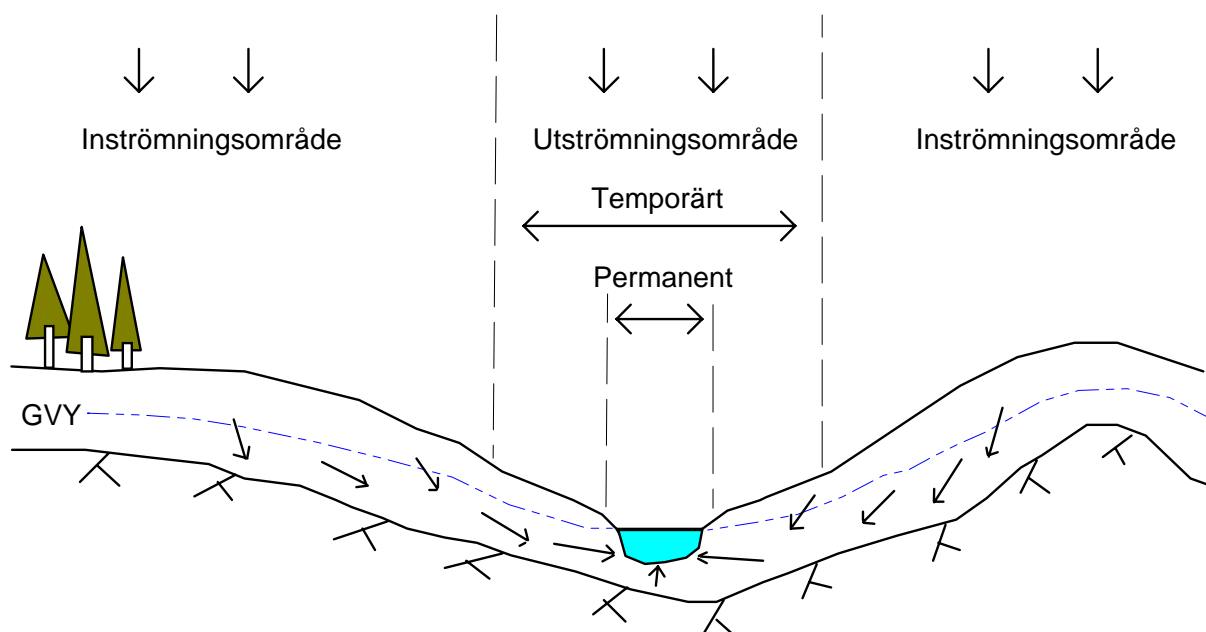
3 FÖRORENINGARS RÖRELSE I MARKEN

De två grundläggande transportprocesserna i mark är diffusion och advektion (Hogland och Bengtsson 1996). Diffusionen sprider joner och molekyler mot områden med lägre koncentration och är i allmänhet en relativt långsam process i förhållande till advektionen. Advektion syftar i detta sammanhang till både horisontell och vertikal masstransport mot områden med lägre tryck- och lägespotential*. Detta kapitel berör främst advektion.

3.1 Transport av löst fas

Advektion av vattenlösta föroreningar sker efter principerna för mark- och grundvattenflöde, i vilka vattnets hydrauliska gradient, markens genomsläpplighet, fysikaliska barriärer, markens stratigrafi, vatteninfiltrationen m.m. utgör viktiga faktorer.

Mark- och grundvattenmagasin fylls i inströmningsområden och töms i utströmningsområden (figur 3). I svensk mark kännetecknas inströmningsområdena av en god infiltrationskapacitet, som för det mesta är större än tillflödet, t.o.m. vid kraftig nederbörd och snösmältning (Grip och Rodhe 1994). Ur föroreningssynpunkt innebär detta att ytliggande vattenlösliga föroreningar har stor potential att transporteras nedåt i marken med markvattnet och vidare med grundvattnet.



Figur 3. Mark- och grundvattenmagasin fylls genom infiltration i inströmningsområden, och töms i utströmningsområden. GVY = grundvattenytan. Vid höga grundvattennivåer sker utströmning även i s.k. temporära utströmningsområden. Efter Grip och Rodhe (1994).

* Inom meteorologin används två separata begrepp för horisontell och vertikal masstransport; advektion respektive konvektion. I sammanhang som berör markföroreningar används dock nästan uteslutande begreppet advektion. *Soil Science Society of America* stödjer detta genom att definiera advektion och konvektion i mark som en och samma process (SSSA 1997).

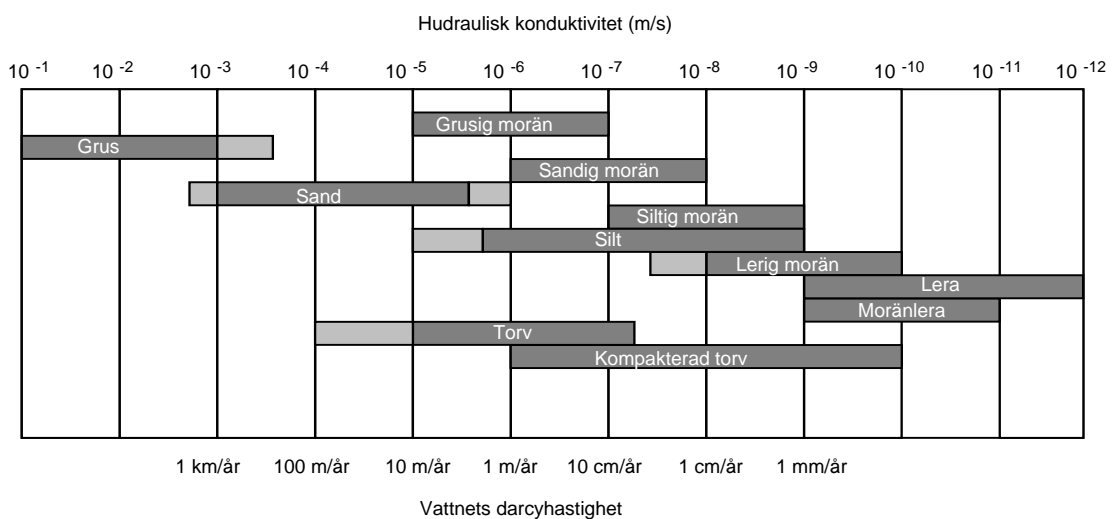
Markvattnet flödar generellt sett vertikalt och drivs i huvudsak av tyngdkraften och kapillärkrafter (Rodhe 1997). Beroende på vattenhalten i markytan kan markvattenflödet vara både uppåtriktat eller nedåtriktat. När det gäller grundvattenflöden styrs dessa i princip endast av tyngdkraften och sker i jämförelse med markvattenflöden mer horisontellt (Grip och Rodhe 1994). Grundvattnet flödar i samma riktning som grundvattenytan lutar. Vanligen följer grundvattenytan topografin, vilket gör att grundvattnets flödesriktning kan bestämmas relativt enkelt (Grip och Rodhe 1994). Där grundvattenytan inte följer topografin, t.ex. i rullstensåsar, eller om riktningbestämningen måste vara detaljerad, används grundvattenrör och tryckmätare som registrerar grundvattenytans läge respektive tryckpotentialen i djupare delar av akviferen (Shaw 1994).

Vattnets flödes hastighet i grundvattenzonen kan beskrivas antingen som darcy hastighet (ekvation 1) eller som partikel hastighet (ekvation 2) (Grip och Rodhe 1994, Mácsik m.fl. 1998). Darcy hastigheten beskriver flödet per hela markens tvärsnittsarea, medan partikel hastigheten endast beskriver flödet per markporernas tvärsnittsarea. Partikel hastigheten är därför alltid högre än darcy hastigheten. Den i särklass viktigaste faktorn för både darcy hastigheten och partikel hastigheten är markens hydrauliska konduktivitet, som uppvisar mycket stor variation mellan olika jordarter (figur 4).

$$v_d = K \times dh/dl \quad (\text{Ekvation 1})$$

$$v_p = v_d / (p \times k) \quad (\text{Ekvation 2})$$

- där:
- v_d = darcy hastigheten (m/s)
 - K = markens hydrauliska konduktivitet (m/s)
 - dh/dl = grundvattenytans lutning (m/m)
 - v_p = partikel hastigheten (m/s)
 - p = markens totala porositet (%)
 - k = faktor som tar hänsyn till den del av porositeten med adsorbtivt bundet vatten, som inte bidrar till partikelströmning; k är nära 1 i grovkorniga jordarter och minskar med minskade kornstorlek.



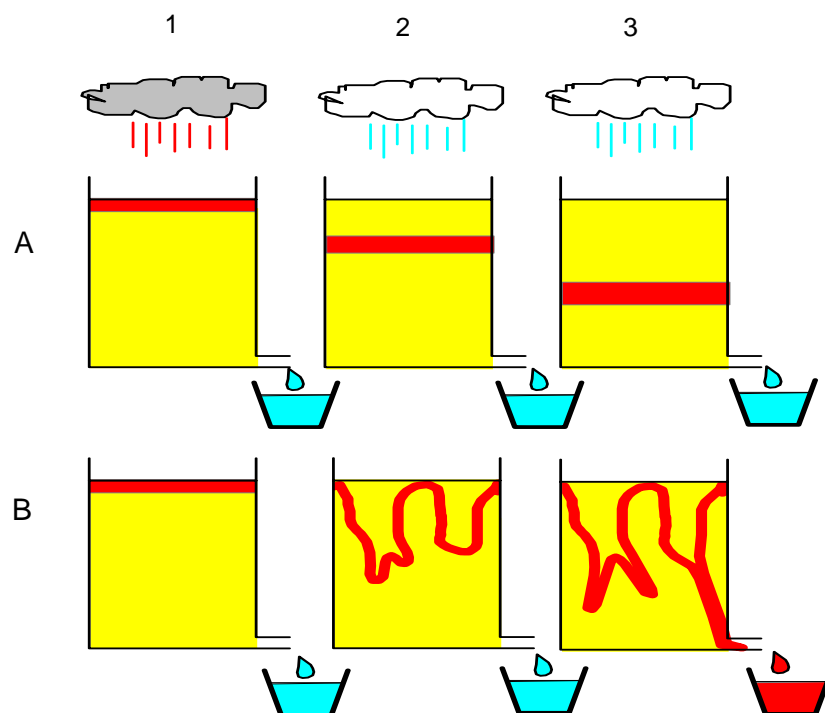
Figur 4. Olika jordarters hydrauliska konduktivitet, samt exempel på darcy hastigheter vid 3% lutning. Ljusgrå fält anger osäkerhetsområden. Fritt efter Naturvårdsverket (1999).

Vid homogena markförhållanden flödar vattnet i enlighet med den s.k. kolvflödesprincipen (figur 5A). Denna princip beskriver de enskilda vattenpartiklarnas rörelse och därmed också lösta föroreningars rörelse. Kolvflödesprincipen innebär att det vatten som via nederbörd och snösmältning infiltrerar i inströmningsområden, trycker hela markens vattenvolym framför sig mot markens utströmningsområden.

Vid heterogena markförhållanden kan vattentransporten frångå kolvflödesprincipen genom att flödet kanaliseras i t.ex. torrsprickor, gamla rotkanaler, skikt av grovt material m.m. Denna typ av flöde, s.k. *Preferential Flow* (här förkortat PF), komplicerar en föroreningssituation genom att en del av vatteninnehållet i marken transporteras med en betydligt högre hastighet än vad eventuella medelflödesberäkningar anger (figur 5B).

I grundvattenzonen sker PF obehindrat vid närvaro av de nödvändiga grövre porsystemen (Grip och Rodhe 1994). I markvattenzonen krävs dock speciella betingelser för att fylla grova porer. Viktiga sådana är exempelvis hög vattentillförsel (Broholm 1999, Nilsson m.fl. 2001), låg konduktivitet i marken (Grip och Rodhe 1994), eller särskilda förhållanden i markens mikrotopografi (Larsson m.fl. 1999).

Storleken på flödet med PF varierar. Höga flöden har bl.a. observerats av Broholm m.fl. (1999) och Öman och Rosqvist (1999), medan Larsson m.fl. (1999) och Simic (2001) har visat att flödet via PF även kan vara försumbart. Några exempel på betydelsen av, samt olika orsaker till PF redovisas i tabell 3.



Figur 5. Flöde av förorenad nederbörd i markvattenzonen. Föroreningen uppträder i detta fall som ett s.k. konservativt ämne, som inte i någon större utsträckning fastläggs i markmaterialet. A, kolvflöde; det förorenade vattnet som infiltrerar i en homogen jord trycker hela jordens vatteninnehåll framför sig innan det når t.ex. en bäck, en grundvattenyta, eller - som i detta fall - en bågare. B, *Preferential Flow*; det förorenade vattnet flödar i vissa begränsade delar av marken, vilket medför snabbare transport till bågaren. Fritt efter Grip och Rodhe (1994).

Tabell 3. Exempel på resultat från undersökningar som berört *Preferential Flow (PF)*.

Studie	Spårämnen	Mark	Observationer	Orsaker till PF
Öman och Rosqvist (1999)	bromidjoner, organiska föroreningar	försöksdeponi (Sverige)	PF ökade flödes hastigheten, samt minskade sorbtionen av organiska ämnen i deponin	bl.a. gasfickor, och andra inhomogeniteter
Broholm m.fl. (1999)	bromidjoner, PAH, m.fl.	lerig morän (Danmark)	PF ökade flödes hastigheten för lågmolekylära organiska ämnen, samt minskade sorbtionen	sprickor i moränen
Larsson m.fl. (1999)	bromidjoner, anjoniskt färgämne	sandig åkermark (Sverige)	PF ökade flödes hastigheten under hösten, men hade i övrigt liten betydelse	mikroför djupningar i marken och hydrofob markyta
Simic (2001)	herbicer	åkermark (Nordtyskland)	PF bidrog med upp till 69 % av totala flödet	-
Nilsson m.fl. (2001)	klorid	siltig sandlin i lerig morän (Danmark)	PF bidrog till mycket snabb transport av klorid från 5,5 m djup till 20,5 m djup (10-30 h)	makroporer och sprickor i materialet

3.2 Transport av gasfas

Transporten i gasfasen sker på grund av förändringar i lufttryck, vindturbulens över markytan, eller vid de tryckförändringar som orsakas av infiltration och fluktuationer i grundvattenytan (Fischer m.fl. 1998).

Lufttryckets inverkan på flöde av gasfasen har bl.a. studerats vid inflöde av gas till byggnader. Gasflöden orsakades i dessa sammanhang av lufttrycksskillnader mellan inomhusmiljön och utomhusmiljön, där markens permeabilitet var avgörande för inflödet (Robinson m.fl. 1997). I lågpermeabla lager är diffusionsflöde den enda transportprocessen för gaser; lågpermeabla lager kan därmed verka som en "gasfälla", vilket bl.a. är känt från jordar som förorenats med *Volatile Organic Compounds (VOC)* (Kaleris och Croise 1999).

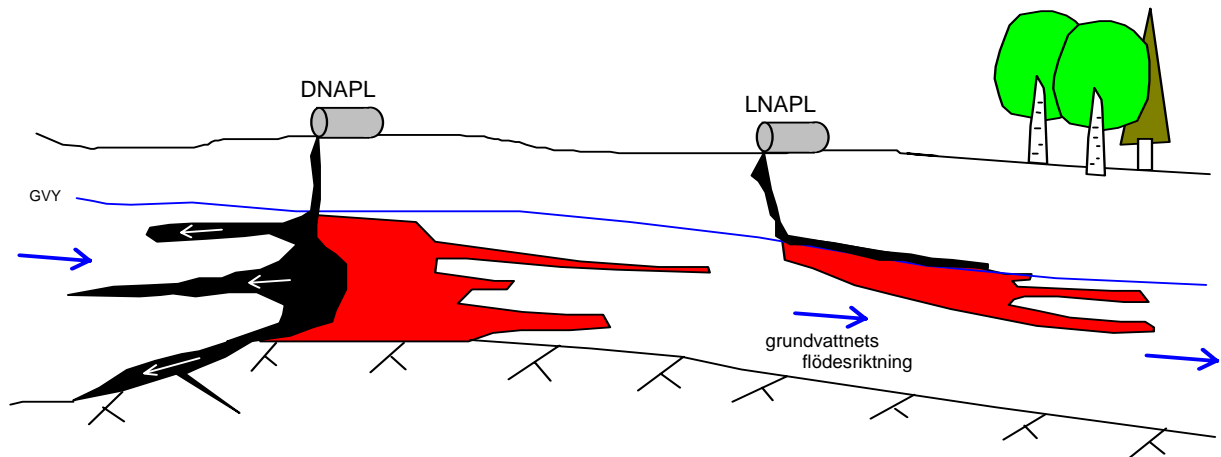
3.3 Transport av fri fas

Fria fasers transport berör främst icke vattenlösliga vätskor, s.k. *Non-Aqueous Phase Liquids (NAPL)*. Transporten av NAPL är beroende av densiteten i förhållande till vatten. Den lättare typen av NAPL, *Light Non-Aqueous Phase Liquids (LNAPL)*, flyter på vatten, vilket innebär att transporten främst berör markvattenzonen och den översta delen av grundvattenzonen. Den tyngre typen av NAPL, *Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPL)*, sjunker i vatten, vilket innebär att även djupa delar av en akvifer kan komma att förorenas.

I markvattenzonen flödar LNAPL och DNAPL på ett likartat sätt, styrt av gravitation och kapillärkrafter (Wilson m.fl. 2000). Vid grundvattenytan skiljs dock vägarna åt genom att

DNAPL sjunker ner genom akviferen (Wilson m.fl. 2000). LNAPL som nått grundvattenytan flödar i grundvattenytans lutningsriktning (Hogland och Bengtsson 1996), medan transporten av DNAPL även kan ske mot grundvattenflödet på akviferens botten (Connor m.fl. 2001) (Figur 6). NAPL kan i vissa fall ackumuleras på mindre genomsläppliga skikt, eller vid akviferens botten (Bradford m.fl. 1998).

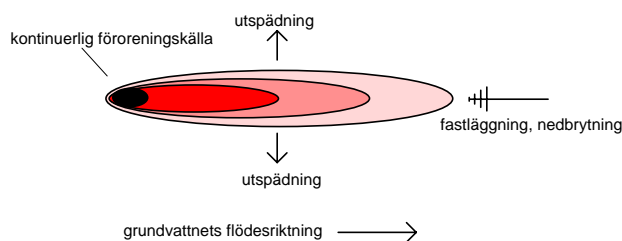
Trots att NAPL huvudsakligen är olösliga i vatten, sker en viss upplösning, som kan resultera i förorening av stora mängder grundvatten (Wilson m.fl. 2000). Den fria fasens ofta mycket höga beständighet i kombination med upplösningen gör att NAPL kan ge upphov till mycket utbredd och långvarig förorening (Connor m.fl. 2001).



Figur 6. NAPL-spridning i en heterogen mark. Svart symboliserar fri fas och rött symboliserar löst fas. Fritt efter Elert m.fl.(1995) och Langwaldt och Puhakka (2000). GVY = grundvattenytan.

4 SPRIDNINGSBERGRÄNSANDE PROCESSER

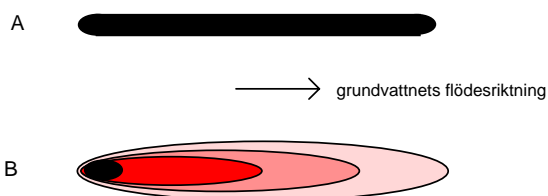
Utspädning, fällning, sorbtion och biologisk nedbrytning är viktiga processer som begränsar föroreningars spridning. Dessa processers betydelse har bl.a. undersökts av Christensen m.fl. (2001), som sammanställde undersökningar från 17 sandiga akviferer i anslutning till deponier. Resultatet visade att grundvattenföroreningen i de flesta fall begränsades till ett område mindre än 1000 m från källan. I figur 7 visas en sammanfattande skiss över processer som berörs i detta kapitel.



Figur 7. Spridningsbegränsande processer som verkar på lösta ämnen i homogen mark. Mörk färg speglar hög föroreningskoncentration.

4.1 Utspädning

Även vid spridning av lösta ämnen som inte reagerar med markpartiklar, s.k. konservativa ämnen, t.ex. bromid och klorid, kommer utbredningen av allvarligt förorenad mark att begränsas, genom att föroreningsplymen blir mer och mer utspädd ju längre den rycker fram (figur 8B). Om man tänkte sig spridning av ett löst konservativt ämne i frånvaro av utspädningsprocesserna skulle däremot den framryckande föroreningsplymen i hela sin utbredning vara lika koncentrerad som strax intill källan (figur 8A).



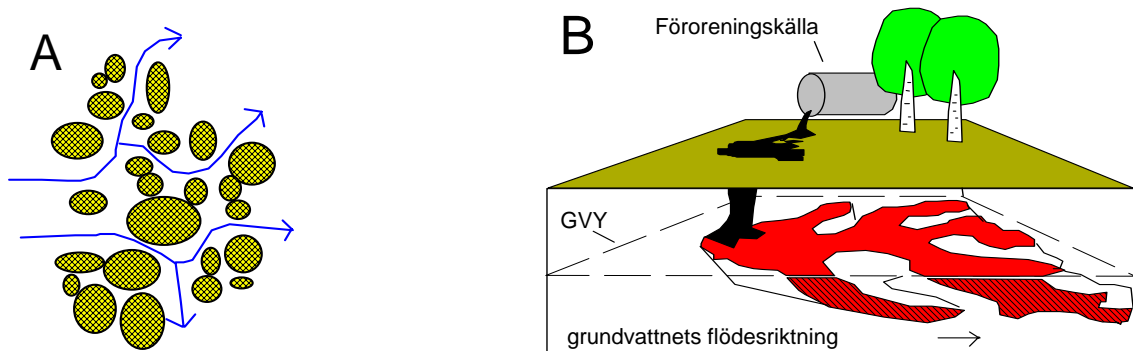
Figur 8. Spridning av en löst förorening från en kontinuerlig punktkälla i homogen mark. A, spridning i frånvaro av utspädningsprocesser. B, med tillägg av utspädningsprocesser. Mörk färg speglar hög föroreningskoncentration

De grundläggande utspädningsprocesserna är diffusion och dispersion. I jordar med omväxlande stillastående och rörligt vatten kan diffusion ha stor betydelse för borttransporten av lösta ämnen från områden med stillastående vatten (Simic 2001), men vanligtvis är dispersionen den i särklass mest betydelsefulla utspädningsprocessen (Hogland och Bengtsson 1996).

Dispersionen orsakas av att transportvägen mellan enskilda markpartiklar inte är rak (figur 9A), eller att marken i större skala har varierande genomsläpplighet (figur 9B). Utspädning av lösta föroreningar kan också ske där säsongsvariationer i vattenflödets riktning förekommer (Christensen m.fl. 2001).

Vid studier av föroreningsplymer från deponier i sandiga och relativt homogena akviferer konstaterade Christensen m.fl. (2001) att dispersionen i allmänhet var låg både i vertikal och horisontal riktning från transportriktningen. De undantag som påträffades var dels en bred föroreningsplym, vars vida utbredning orsakades av säsongsvariationer i grundvattenflödets

riktning, och dels några fall där högkoncentrerat lakvatten på grund av sin höga densitet sjönk mot akviferens botten.



Figur 9. A: dispersion i liten skala: flödesvägarna mellan markpartiklarna är inte raka. B: dispersion i stor skala: ett exempel på hur en föroreningsplym i grundvattenzonen utbreder sig i mark med varierande genomsläpplighet. Fritt efter Naturvårdsverket (1991) och Hogland och Bengtsson (1996).

4.2 Biologisk nedbrytning

Markens mikroorganismer har ofta förmågan att bryta ner organiska föroreningar. Genom att på olika sätt förbättra mikroorganismerna livsbetingelser kan det naturliga nedbrytningsförloppet påskyndas och utnyttjas vid t.ex. sanering av oljeföroreningar (Lindmark och Larsson 1995) eller andra typer av organiska föroreningar (COLDREM 2001a).

Nedbrytbarheten av organiska föroreningar styrs delvis av föroreningens kemiska egenskaper. När det gäller t.ex. oljeföroreningar ökar nedbrytbarheten bl.a. med halten lätta kolväten. Lindmark och Larsson (1995) har exempelvis föreslagit följande indelning för oljeföroreningars nedbrytbarhet: bensin \geq lätt eldningsolja \geq diesel $>$ smörjolja $>$ tjock eldningsolja \gg raffinaderiåterstod \gg bitumen. Den kemiska sammansättningen är ibland sådan att mikroorganismerna saknar de genetiska egenskaperna som krävs för att bryta ner föroreningen. Sådana ämnen återfinns t.ex. i den uppmärksammade ämnesgruppen *Persistent Organic Pollutants* (POP), som inkluderar 12 ämnesklasser; däribland PCB, DDT, dioxiner och furaner (Ritter m.fl. 1995).

Även markmiljön påverkar nedbrytbarheten. Romantschuk m.fl. (2000) anger att bl.a. följande miljöfaktorer begränsar nedbrytningen i mark:

1. Låg temperatur. I kalla klimat är detta påtagligt hämmande för den mikrobiella aktiviteten.
2. Anaeroba förhållanden, som i jämförelse med aeroba förhållanden har påtagligt lägre mikrobiell aktivitet.
3. Brist på näring, vitaminer och mineralämnen.
4. Låg biotillgänglighet, om föroreningen inte finns där mikroberna uppehåller sig, eller om föroreningen är olöslig i vatten.

Slutprodukten vid biologisk nedbrytning är ofta koldioxid och vatten, men i synnerhet vid mättade förhållanden bildas även ofullständigt nedbrutna slutprodukter, som i vissa fall kan vara mer rörliga och giftiga än den ursprungliga föroreningen (Langwaldt och Puhakka 2000). Detta kan exempelvis ske vid nedbrytning av PAH (COLDREM 2001b).

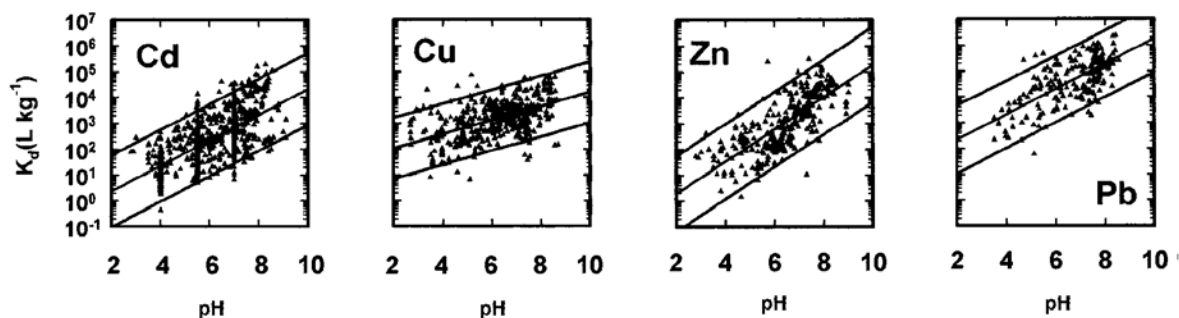
4.3 Fastläggning - fällning och sorbtion

Fastläggning sker genom fällning eller sorbtion. Fällning innefattar främst lösta metallers övergång till fast form, medan sorbtion, som hänsyftar till ämnens adsorbtion och absorbtion, har stor betydelse för både metallers och organiska föroreningars fastläggning. De partiklar till vilka markföroreningar fastläggs är i första hand markens kolloider i form av lermineral och organiskt material. Kolloiderna, med förmåga att binda både vattenlösligt och icke vattenlösligt material (Brady 1984, Xing 2001), har liten diameter, <0,002 mm, vilket skapar stora ytor som ämnen kan bindas på (tabell 4). Till följd av att den övervägande delen av ytladdningarna på kolloider i svensk mark är negativa fastläggs positivt laddat material i större utsträckning än negativt laddat material (Brady 1984). Fastläggningens omfattning styrs förutom av tillgången på kolloider bl.a. av marklösningens pH och sammansättningen av joner och molekyler (Martins och Mermoud 1998, Sauvé m.fl. 2001). De enskilda fastläggningsmekanismerna och dess påverkansfaktorer utgör ett allt för stort ämne för att diskuteras ingående här. Istället berörs endast ett axplock av exempel från forskning som har bedrivits inom området.

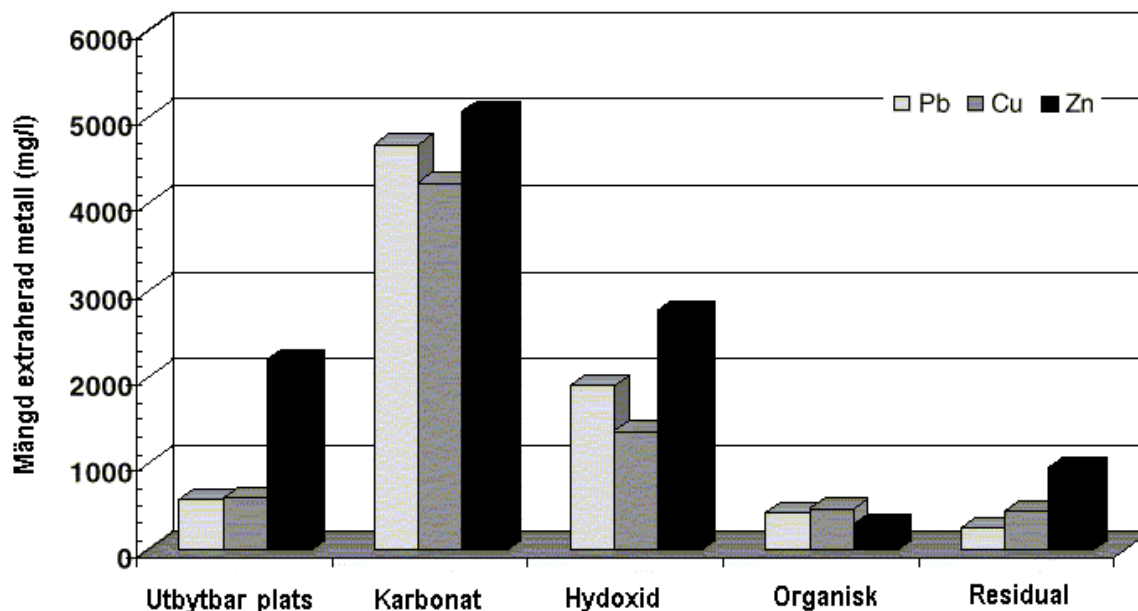
Tabell 4. Markpartiklarnas specifika yta; kornstorlekens betydelse, samt variationen mellan olika kolloider. Fastläggning av föroreningar sker främst till markens kolloider, eftersom dessa har en särställning med avseende på specifik yta. Notera att 1 gram humus har en yta som motsvarar mer än 600 m². Efter Wiklander (1976) och Aastrup m.fl. (1995).

Fraktion	Specifik yta (m ² /g)
<i>Grus,</i> 2-10 mm	0,006
<i>Mo-mjåla,</i> 0,002-0,2 mm	0,01 - 1
<i>Kolloider,</i> <0,002 mm :	
Kaolinit	10-20
Illit	100-150
Montmorillonit	400-800
Humus	>600

Betydelsen av pH för fastläggning av markföroreningar har studerats av bl.a. Sauvé m.fl. (2000), som vid en sammanställning av metallers distributionskoefficienter från mer än 70 studier visade att pH förklarade 30-60% av fördelningen mellan partikelbunden och löst fas (figur 10). Höga pH-värden speglar ofta höga koncentrationer av kalciumjoner (Ca²⁺), vilka har en positiv inverkan för fastläggningen genom att exempelvis bidra till koagulering av lösta organiska metallkomplex (Sauvé m.fl. 2000) och öka markadsorbtionen av organiska anjoner (Martins och Mermoud 1998). Höga pH-värden är också en indikation på hög förekomst av karbonater, vilka visats ha stor betydelse för utfällning av exempelvis bly (Pb), koppar (Cu) och zink (Zn) (figur 11).



Figur 10. Distributionskoefficienten K_d som funktion av marklösningens pH. Höga K_d -värden indikerar att en hög andel av metallerna kadmium (Cd), koppar (Cu), zink (Zn) och Bly (Pb) förekommer i partikelbunden fas. pH, som i denna studie var den enskilt mest betydande faktorn, förklarade 30-60% av fördelningen mellan fast och löst fas. Från Sauvé m.fl.(2000).



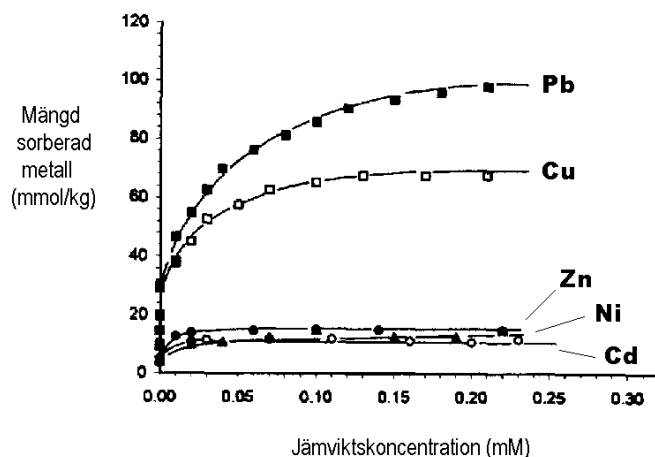
Figur 11. Dominerande fastläggningssätt för bly (vit stapel), koppar (grå stapel) och zink (svart stapel) i basisk walesisk jord. Det dominerande fastläggningssättet är karbonatutfällning, följt av hydroxidutfällning och sorbtion till organiskt material och utbytbara platser. Residualer representerar fastläggning av okänd typ. Resultaten baseras på en undersökning av jord med pH 8,72, innehållande 52 % ler och 3,78 % organiskt material. Från Yong m.fl. (2001).

Utfällning av lösta metaller påverkas delvis av markens redoxförhållanden. Rostutfällningar i områden med utströmmande grundvatten är ett vanligt förekommande exempel på hur löst reducerat järn fälls ut vid oxiderande förhållanden. Metallutfällning kan dock även ske vid reducerande förhållanden, vilket gäller exempelvis metallen krom (Elert m.fl. 1995). Vid mycket starkt reducerande förhållanden finns förutsättningar för en mer omfattande bildning olika metallfällningar i form av t.ex. järnsulfid (FeS), bly sulfid (PbS) och kopparsulfid (CuS) (Mácsik m.fl. 1998). Metallsulfidbildning kan exempelvis vara en viktig orsak till fastlägg-

ning i de starkt reducerande förhållanden som råder i lakvatten från deponier (Christensen m.fl. 2001).

Fastläggning via sorbtion sker genom en rad olika bindningar, som t.ex. elektrostatisk attraktion, komplexbindning (Echeverría m.fl. 1998), van der Waals bindningar, vätebindningar och hydrofoba bindningar (Cresser m.fl. 1993). Metaller sorbtion sker både till markens mineraldel och till det organiska innehållet, medan organiska ämnens sorbtion främst sker till markens organiska material (Martins och Mermoud 1998, ATSDR 2001, Xing 2001). I vissa fall förekommer dock förhållanden då löst organiskt material även adsorberas till markens mineraldel (Shen 1999).

Vid höga föroreningshalter eller långvariga utsläpp avtar sorbtionsprocesserna, på grund av att markmaterialet mättas. Studier som utförts av Echeverría m.fl. (1998) visar att olika metaller i en viss mark uppnår mättnad vid olika koncentrationer. Orsakerna till dessa skillnader kan förklaras med att vissa metaller i större utsträckning binds med en metallspecifik bindningsmekanism, medan andra metaller i större utsträckning binds med mekanismer som flera andra metaller konkurrerar om. Echeverría m.fl. (1998) menade att denna typ av konkurrens, s.k. kompetitiv sorbtion, var förklaringen till att nickel, kadmium och zink i liten utsträckning sorberades i en mark som i övrigt uppvisade relativt hög sorbtion av koppar och bly (figur 12). Kompetitiv sorbtion har även visats påverka organiska ämnen. Exempelvis har Martins och Mermoud (2001) visat hur sorbtionen av icke vattenlösliga herbicider kraftigt minskar när marken tillförs vattenlösliga herbicider.



Figur 12. Kompetitiv sorbtion och tungmetallmättnad i mark. Nickel (Ni), zink (Zn) och kadmium (Cd) konkurrerar om bindningsplatser, varvid sorbtionen blir liten. Bly (Pb) och koppar (Cu) visar större sorbtion, troligtvis på grund av de i större utsträckning binds till material som sorberar specifikt för koppar respektive bly. Från Echeverría m.fl. (1998).

Reaktionshastigheten för markens sorbtion av joner och molekyler är initialt mycket hög, följt av ett långsammare skede styrt av diffusionstransport till fria fastläggningsytor mellan och inom markpartiklar (Pignatello och Xing 1996, Sparks 2001). Den snabba sorbtionen sker inom loppet av några få timmar, medan den långsamma sorbtionen ibland tar flera månader (Pignatello och Xing 1996, Sparks 2001). I de fall där föroreningar främst fastläggs via långsam sorbtion kan snabba flöden, via t.ex. *Preferential Flow*, bidra till att kontakttiden mellan förorening och mark blir så kort att sorbtionen nästan helt och hållet uteblir. Detta har bl.a. studerats i dansk moränlera där lågmolekylära PAH-föreningar flödade med nästan lika hög hastighet som det konservativa ämnet bromid (Broholm m.fl. 1999). Förekomsten av långsam sorbtion bör även beaktas vid beräkningar av distributionskoefficienten K_d . Den jämvikt K_d antas spegla är ofta beräknad enbart utifrån de snabba sorbtionsprocesserna, vilket kan leda till att den verkliga jämvikten, och därmed en förorenings rörlighet, missbedöms (Pignatello och Xing 1996).

5 EXEMPEL PÅ KOPPLINGAR MELLAN FÖRORENINGARS KEMISKA EGENSKAPER OCH UPPTRÄDANDET I MARKEN

Detta kapitel berör kopplingar mellan föroreningars kemiska egenskaper och uppträdandet i marken. Uppgifterna om de tre föroreningar som beskrivs är, där inte annat anges, hämtade från *Hazardous Substances Data Bank* (HSDB 2001).

5.1 Toluén

Toluén ingår bl.a. i gruppen *Volatile Organic Compounds* (VOC). Utsläpp av toluén härrör från exempelvis trafikavgaser och lösningsmedel.

I sin fria fas förekommer toluén främst som vätska. Ämnets låga ångtryck, 28.4 mm Hg vid 25°C, visar att det har stor benägenhet att övergå till gasfas, medan ämnets låga K_{oc} , som varierar mellan 37 och 178, indikerar låg adsorption i mark och därmed relativt hög mobilitet. Lösligheten i vatten är 526 mg/l vid 25°C, vilket är relativt lågt och gör att toluén kan förekomma som LNAPL (jfr avsnitt 3.3). Henrys konstant för toluén, 6.64×10^{-3} atm m³/mol, indikerar att den lösta fasen av föroreningen snabbt övergår i gasfas. Nedbrytbarheten i vatten är god med halveringstiderna 4 och 56 dagar vid aeroba respektive anaeroba förhållanden.

5.2 PCB

PCB är ett samlingsnamn för totalt 209 varianter, s.k. kongener, av polyklorerade bifenyler (Ritter m.fl. 1995). PCB har bl.a. använts som isolatorvätskor i transformatorer och kondensatorer. Typiska branscher som bidragit till förorening i Sverige är elektroteknisk industri, massa och pappersindustri och skrothandel (Naturvårdsverket 1999).

I sin fria fas förekommer lågklorerad PCB huvudsakligen i form av oljig vätska, medan högre klorerad PCB övergår till kristallina former eller hårda hartser. PCB har högre densitet än vatten och mycket låg löslighet, vilket gör att lågklorerad flytande PCB kan spridas som DNAPL (jfr avsnitt 3.3). Nedbrytbarheten inom PCB-gruppen minskar med kloreringsgraden. Lågklorerad PCB bryts ned relativt snabbt, tetraklorerad PCB bryts ned endast långsamt och vissa varianter av högre klorerad PCB betraktas som onedbrytbara. Henrys konstant för PCB har uppmätts variera mellan 7.36×10^{-4} atm m³/mol för monoklorerad PCB till 1.8×10^{-8} atm m³/mol för oktaklorerad PCB, vilket innebär att olika varianter av PCB uppvisar en avsevärd variation i flyktighet från vatten. Den högre nedbrytbarheten och flyktigheten för lågklorerad PCB medför att andelen lågklorerad PCB är hög i gasfasen och att andelen högklorerad PCB i mark ökar med tiden. K_{oc} varierar från 10^4 för monoklorerad PCB till $10^{5.5}$ för nonaklorerad PCB, vilket indikerar att alla varianter av PCB har hög tendens att adsorberas till mark. Rörligheten för PCB kan dock öka vid närvaro av löst organiskt material, eftersom PCB då kan bindas till en rörlig organisk fas.

5.3 Bly

Bly (Pb) är en kommersiellt viktig metall, vars brytning i Västeuropa år 1996 uppgick till 244 000 ton (SCB 2001). Metallen används i bl.a. batterier och ammunition. Typiska branscher som bidragit till blyförorening i Sverige är glasbruk, batteriindustrier och försvaret (Naturvårdsverket 1999).

I fri fas förekommer bly som en fast, mörkt sliverglänsande metall. I löst fas indelas bly i tre dominerade grupper: organiskt komplexbundet bly, oorganiskt bly och fria Pb²⁺-joner (Sauvé

m.fl. 1997). På grund av ett mycket lågt ångtryck kan förekomsten av bly i gasfas betraktas som försumbar.

Lösligheten för bly ökar starkt vid minskat pH vilket bl.a. har konstaterats av Martínez och Motto (2000). Ytterligare en faktor som visats betydande är markens totala blykoncentration: ju högre koncentration desto högre andel av totala den blymängden går i lösning (Sauvé 1997). Martínez och Motto (2000) konstaterade också att kalkrika jordar börjar lösa ut bly vid högre pH än sura jordar.

I jordar med oxiderande förhållanden räknas bl.a. blykarbonater och blyhydroxider till de stabila fällningsprodukterna, medan blysvavelfid är den stabila fällningen vid reducerande förhållanden. Komplexbindning till organiskt material är en viktig fastläggningsprocess som bl.a. bidrar till ackumulation av bly nära markytan (HSDB 2001). Samtidigt utgör organiska komplex 30-50% av den lösta fasen vid låga pH och upp till 80-99% vid neutrala pH (Sauvé m.fl. 1997).

6 ORDFÖRKLARINGAR OCH FÖRKORTNINGAR

Absorption - förlopp där ett ämne tränger in i det inre av ett annat ämne.

Adsorbtion - bindning av lösta ämnen eller gaser till ytan på ett material (SSSA 1997).

Advektion - transport, av värme, lösningar eller partiklar, som orsakas av rörelser i själva mediet. Advektion av vatten är det dominerande transportsättet för markföroreningar. Advektion kallas ibland även **konvektion**, eftersom advektion och konvektion i mark-sammanhang utgör en och samma process (SSSA 1997).

Aerob miljö - miljö med närvaro av molekylärt syre.

Akvifer - en geologisk bildning som innehåller grundvatten (Grip och Rodhe 1994)

Anaerob miljö - miljö utan närvaro av molekylärt syre.

Bitumen - det råoljedestillat som tillsammans med grus används för att tillverka asfalt.

DDT - bekämpningsmedel som bl.a. har använts - och används - för att bekämpa malaria-myggor. DDT är bl.a. akut giftigt, reproduktionsstörande och cancerframkallande (Ritter m.fl. 1995). Tillhör gruppen POP.

Deponi - modern soptipp.

Diffusion - transport av joner och molekyler mot områden med lägre koncentration.

Dispersion eller **hydrodynamisk dispersion** - en process som förändrar en lösnings koncentration i marken genom att flödesvägarna i marken inte är raka. Drivkraften för lösningars dispersion i mark är vattnets advektion, d.v.s. mark- och grundvattenflödet.

Efterbehandling av förorenade områden - ett flertal olika metoder som tillfälligt eller slutgiltigt minimerar föroreningars farlighet för människor och miljö.

Furaner och dioxiner - grupp av plana tricykliska klorerade ämnen som ingår i gruppen POP. Furaner och dioxiner används inte kommersiellt utan bildas som biprodukt vid olika typer av förbränning.

Förorenat område - marker, inklusive grundvatten och sediment, som förorenats av punktutsläpp så att föroreningshalterna påtagligt överskrider lokala eller regionala bakgrundshalter (Naturvårdsverket 1999).

Föroreningsplym - utbredningsområdet för en grundvattenförorening.

Grundvattenzonen - den del av marken som är belägen under grundvattenytan.

Herbicider - bekämpningsmedel mot växter.

Hydraulisk konduktivitet - markens genomsläpplighet för vatten under vissa kontrollerade förhållanden (Delteus och Kristiansson 1995).

Hydrofob - skyr vatten.

K_d , K_{oc} och K_{ow} - konstanter som beskriver jämvikter mellan olika föroreningsfaser. Se även kapitel 2.

Kolloider - i denna uppsats avses främst organiska material och lermineral, vars partiklar är i storleksordningen 0,2 μm i diameter eller mindre (Wiklander 1976). Begreppet är dock något diffust i fråga om partikelstorlek (SSSA 1997).

Kolvflöde - transport i mark av en hel vattenvolym utan att den inbördes ordningen mellan vattenpartiklarna ändras (Grip och Rodhe 1994).

Kompetitiv sorbtion - en process där det mellan olika ämnen uppstår konkurrens om lediga bindningssytor i marken.

Konservativa ämnen - icke reaktiva ämnen, t.ex. bromidjoner (Br^-) och kloridjoner (Cl^-), som till skillnad från de flesta andra ämnen flödar med i stort sett samma hastighet som mark- och grundvattnet.

Markvattenzonen - den del av marken som är belägen ovanför grundvattenytan.

NAPL - *Non-Aqueous Phase Liquids*. Föroreningar i flytande form, som helt eller delvis är olösliga i vatten. Beroende på densiteten i förhållande till vatten indelas NAPL i två grupper: *Light Non-Aqueous Phase Liquids (LNAPL)* och *Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPL)*. Exempel på DNAPL är PAH, tetrakloretylen och PCB, medan hexan, bensen och toluen utgör några exempel på LNAPL (Mácsik m.fl. 1998).

Oxiderande förhållanden - förhållanden med god tillgång på molekyllärt syre eller andra oxidationsmedel.

PAH - *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, en grupp organiska ämnen, vars grundstruktur utgörs av två eller flera aromatiska ringar. Avsöndrar kraftig doft och finns bl.a. i träimpregneringsmedel. I celler kan PAH skapa mutationer i DNA-strukturen, och därmed orsaka cancer.

PCB - polyklorerade bifenyler, tillhör gruppen POP. Se även avsnitt 5.2.

POP - *Persistent Organic Pollutants*, en grupp svårnedbrytbara ämnen, som är relativt väl dokumenterade (t.ex. Ritter m.fl. 1995). POP har genomgående mycket höga K_{ow} -värden, vilket innebär att de i hög grad tenderar att ackumuleras i fettvävnad och organiskt material (Ritter m.fl. 1995). De ingående ämnena i POP har fått stor politisk uppmärksamhet, bl.a. tack vare förenta nationernas miljöprogram UNEP. Listan över ämnen i POP-gruppen är dock på intet sätt en fullständig förteckning över farliga svårnedbrytbara ämnen.

Preferential Flow - när vatten och dess innehåll flödar i särskilt snabba kanaler i en begränsad del av markens porsystem. Kallas också *bypass flow*. Närbesläkade uttryck är *finger flow* och *macropore flow*.

Reducerande förhållanden - förhållanden med dålig tillgång på molekyllärt syre eller andra oxidationsmedel.

Sorbtion - markens adsorbtion eller absorbtion. Begreppet sorbtion används ofta om bindning till markmaterial där den exakta bindningsmekanismen inte är känd (SSSA 1997). Begreppet kan i en vidare definition även innefatta fällningsprocesser (Sparks 2001). Gränsen mellan adsorbtion och absorbtion i markpartiklar är svår att definiera eftersom fria ytor för adsorbtion kan ligga i mikrosprickor som leder långt in i en markpartikel (Pignatello och Xing 1996), vilket leder till att processen lika gärna kan definieras som absorbtion.

VOC - *Volatile Organic Compounds*, ett antal flyktiga organiska ämnen, av vilka flera är cancerframkallande.

7 REFERENSER

- Aastrup, M., Thunholm, B., Johnson, J., Bertills, U. och Bertell, A., 1995: Grundvattnets kemi i Sverige. Naturvårdsverkets rapport 4415. 52 sidor.
- Atkins, P. och Jones, L., 1997: Chemistry - Molecules, Matter, and Change. 3rd ed. W.H. Freeman and Company, New York. 886 sidor.
- ATSDR, 2001: Public Health Assessment Guidance Manual. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Hemsida: <http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/HAGM/index.html>, 2001-05-17
- Bradford, S. A., Abriola, L. M. och Rathfelder, K. M., 1998: Flow and entrapment of dense nonaqueous phase liquids in physically and chemically heterogeneous aquifer formations. *Advances in Water Resources* 22, 117-132.
- Brady, N.C., 1984: The Nature and Properties of Soils. Ninth edition. Macmillan Publishing Company, New York. 750 sidor.
- Broholm, K., Jørgensen, P. R., Hansen A. B., Arvin, E. och Hansen, M., 1999: Transport of creosote compounds in a large, intact, macroporous clayey till column. *Journal of Contaminant Hydrology* 39, 309-329.
- Christensen, T., Kjeldsen, P., Bjerg P. L., Jensen D. L. Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J. och Heron G., 2001: Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* 16, 659-718.
- COLDREM, 2001a: Soil Remediation in a Cold Climate. Ett tvärvetenskapligt MISTRA-finansierat forskningsprogram om marksanering i kallt klimat. Hemsida: <http://www3.umu.se/coldrem/SvenskaSidor/html/index.html>, 2001-06-01
- COLDREM, 2001b: Soil Remediation in a Cold Climate. Forskningsprojektet "Bildning av toxiska nedbrytningsprodukter". Kontaktsida med kortfattad projektbeskrivning. Hemsida: <http://www3.umu.se/coldrem/SvenskaSidor/html/pagprojtoxnbp.html>, 2001-06-01
- Connor, J. A., Newell, C. J. och Wilson, D. K., 2001: Assessment, Field Testing, and Conceptual Design for Managing Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPL) at a Superfund Site. Groundwater Services Inc. Hemsida: http://www.gsi-net.com/pubs/AbsMOTCO_Superf.htm, 2001-06-15
- Cresser, M., Killham, K. och Edwards, T., 1993: Soil chemistry and its applications. Cambridge environmental chemistry series. Athenæum Press Ltd, Gateshead. 191 sidor.
- Delteus, Å. och Kristiansson, J., 1995: Kompendium i jordartsanalys - laboratorieanvisningar. Quaternaria, Ser. B: Rapporter och meddelanden Nr. 1. Kvartärgeologiska institutionen, Stockholms universitet. 166 sidor.
- ECDIN, 2001: Environmental Chemicals Data and Information Network. Faktadatabas från Europeiska kommissionens forskningscentrum, Ispra. Hemsida: <http://ecdin.etomep.net/>
- Echeverría, J. C., Monera, M. T., Mazkiarán, C. och Garrido, J. J., 1998: Competitive sorbtion of heavy metals by soils. Isotherms and fractional factorial experiments. *Environmental Pollution* 101, 275-284.
- Elert, M., Karlsson, L-G., och Petsonk, A., 1995: Föroreningar i deponier och mark - Ämnens spridning och omvandling. Naturvårdsverkets rapport 4473. Naturvårdsverket förlag, Stockholm. 46 sidor.
- Fischer, U., Hinz C., Schulin, R. och Stauffer, F., 1998: Assessment of nonequilibrium in gas-water mass transfer during advective gas-phase transport in soils. *Journal of Contaminant Hydrology* 33, 133-148.
- Grip, H. och Rodhe, A., 1994: Vattnets väg från regn till bäck. Hallgren & Fallgren Studieförlag AB, Uppsala. 154 sidor.

- Gullbring, P., 2001: Efterbehandling och sanering av förorenade områden i Sverige -lägesrapport januari 2001, PM 2001-01-23. Naturvårdsverket. 5 sidor.
- Hogland, W. och Bengtsson, L., 1996: Deponihydrologi. I: Hogland, W. (red), 1996: Deponering. AFR-kompodium 5. AFR, Naturvårdsverket. s153-177.
- HSDB, 2001: Hazardous Substances Data Bank. Toxicology Data Network. U.S. National Library of Medicine, National Institutes of Health och Department of Health & Human Services. Hemsida: <http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2001-05-26
- Kaleris, V. och Croise J. 1999: Estimation of cleanup time in layered soils by vapor extraction. *Journal of Contaminant Hydrology* 36, 105–129.
- Kemikalieinspektionen, 1999: Miljömål 12 - Giftfri miljö. KEMI'S rapport, best nr 360 673. 84 sidor. Hemsida (offentlig pdf-version): <http://www.miljobokhandeln.com/>, 2001-06-01
- Langwaldt, J. H., och Puhakka, J. A. 2000: On-site biological remediation of contaminated groundwater: a review. *Environmental pollution* 107, 187-197
- Larsson, M. H., Jarvis, N. J., Torstensson, G. och Kasteel, R., 1999: Quantifying the impact of preferential flow on solute transport to tile drains in a sandy field soil. *Journal of Hydrology* 215, 116–134.
- Lindmark, P, och Larsson, L. B., 1995: Åtgärdsteknik för oljeförorenad mark - Metoder för efterbehandling och sanering. Naturvårdsverkets rapport 4445. Naturvårdsverket, Stockholm. 183 sidor.
- Mácsik, J., Pousette, K. och Jacobsson, A., 1998: Miljögeoteknik. AFR-kompodium 7. AFR, Naturvårdsverket. 142 sidor.
- Martínez, C. E. och Motto, H. L., 2000: Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution* 107, 153-158.
- Martins, J. M. och Mermoud A., 1998: Sorption and degradation of four nitroaromatic herbicides in mono and multi-solute saturated / unsaturated soil batch systems. *Journal of Contaminant Hydrology* 33, 187–210.
- Naturvårdsverket, 1999: Metodik för inventering av förorenade områden, bedömningsrunder för miljö kvalitet, vägledning för insamling av underlagsdata. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm. 150 sidor.
- Naturvårdsverket, 1991: Undersökning av föroreningars transport i mark och grundvatten med hjälp av spridningsmodeller. Temafakta, mark och grundvatten. Naturvårdsverket, Solna. 8 sidor.
- Nilsson, B., Sidle, R. C., Klint, K. E., Bøggli, C. E. och Broholm, K., 2001: Mass transport and scale-dependent hydraulic tests in a heterogeneous glacial till-sandy aquifer system. *Journal of Hydrology* 243, 162-179.
- Persson, B. L., 1996: Deponigas. I: Hogland, W. (red), 1996: Deponering. AFR-kompodium 5. AFR, Naturvårdsverket. sid. 137-152.
- Pignatello, J. J. och Xing, B., 1996: Mechanisms of Slow Sorption of Organic Chemicals to Natural Particles. *Environmental Science & Technology* 30, 1-11.
- Ritter L., Solomon K. R., Forget J., Stemeroff, M. and O'Leary C., 1995: An Assessment Report on: DDT-Aldrin-Dieldrin-Endrin-Chlordane, Heptachlor-Hexachlorobenzene, Mirex-Toxaphene, Polychlorinated Biphenyls, Dioxins and Furans. International Programme on Chemical Safety (IPCS). Hemsida: <http://irptc.unep.ch/pops/ritter/ritter.htm>, 2001-06-16
- Robinson, A. L., Sextro, R. G. och Riley W. J., 1997: Soil-gas entry into houses driven by atmospheric pressure fluctuations - the influence of soil properties. *Atmospheric Environment*, 31, 1487-1495.
- Rodhe, A., 1997: Vattnet i skogen. I: Minell, H. och Pettersson, B. (red), 1997: Marken i skogslandskapet. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping. sid. 81-103.
- Romantschuk, M., Sarand, I., Petaänen, T., Peltola, R., Jonsson-Vihanne, M., Koivula, T., Yrjaälää, K. och Haahtela, K., 2000: Means to improve the effect of in situ bio-

- remediation of contaminated soil: an overview of novel approaches. *Environmental Pollution* 107, 179-185
- Sauvé, S., McBride, M. B. och Hendershot, W. H. 1997: Speciation of lead in contaminated soils. *Environmental Pollution* 98, 149-155.
- Sauvé, S., Hendershot, W. och Allen H. E., 2000: Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter, *Environmental Science & Technology* 34, 1125-1131.
- SCB, 2001: Land och miljö/miljösverige. Gruvproduktionen av vissa metaller i Västeuropa. Hemsida: <http://www.scb.se/landmiljo/annan/miljosverige/miljonaturberg1.asp>, 2001-06-15
- Shaw, E. M., 1994: Hydrology in practice. Chapman & Hall, London. 569 sidor.
- Shen, Y-H., 1999: Sorption of natural dissolved matter on soil. *Chemosphere* 38, 1505-1515.
- Simic, E., 2001: Solute transport in the integrated soil-groundwater system: quantification of dominant process impacts and coupling to surface water. Doctoral thesis. Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm.
- Sparks, D.L., 2001: Elucidating the fundamental chemistry of soils: past and recent achievements and future frontiers. *Geoderma* 100, 303-319.
- SSSA, 1997: Internet Glossary of Soil Science Terms. Soil Science Society of America. Hemsida: <http://www.soils.org/sssagloss/>, 2001-06-22
- Wiklander, L., 1976: Marklära. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. 230 sidor.
- Wilson, G. V., Selim, H. M. och Dane, J. H. 2000: Flow and Transport Processes. I: Scott, H. D. (red), 2000: Water and Chemical Transport in Soils of the Southeastern USA. Southern Series Cooperative Bulletin, #395. Hemsida (onlineversion): <http://soilphysics.okstate.edu/S257/cover.html>, 2001-06-01
- Xing, B., 2001: Sorption of naphthalene and phenanthrene by soil humic acids. *Environmental pollution* 111, 303-309.
- Yong, R. N., Yaacob, W. Z. W, Bentley, S. P, Harris, C. och Tan, B. K., 2001: Partitioning of heavy metals on soil samples from column tests. *Engineering Geology* 60, 307-322.
- Öman, C., och Rosqvist, H., 1999: Transport fate of organic compounds with water through landfills. *Water Research* 33, 2247-2254

Muntliga referenser

- Helldén, Johan: Geolog vid miljöteknikföretaget Johan Helldén AB, Linköping. 2001-03-22
- Wiklund, Ulf: Konsult för SPIMFAB via J&W AB, Umeå. 2001-03-21