



Naturvårdsverket

Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier

Lakvatten och deponigas



2011-01-26

2-0902-0098
13897

Datum: 210-02-02
Uppdragsansvarig: Thomas Rihm
Diariennr: 2-0902-0098
Uppdragsnr: 13897

FÖRORD

Gamla deponier skiljer sig från andra förorenade områden på flera sätt. Avfallet är mycket heterogent och det är inte känt vilken typ av föroreningar som kan finnas. Avfallsmängderna är ofta stora vilket försvårar eller omöjliggör att föroreningarna grävs bort. Dessutom innehåller avfallet ofta stora mängder organiskt material vilket innebär att biologiska processer pågår i avfallet varvid deponigas bildas. Naturvårdsverket håller för närvarande på att ta fram ett stöd för tillsynsmyndigheterna i deras arbete med inventering, undersökning och riskklassning av nedlagda deponier. Som underlag för detta arbete utförde SGI på uppdrag av Naturvårdsverket en sammanställning av fakta och synpunkter som redovisades i rapporten ”Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier” SGI uppdrag 13897, 2010-02-02)

I den här rapporten redovisas faktadelen av ovan nämnda sammanställning.

Ett varm tack riktas till:

Per Gullbring, Länsstyrelsen i Hallands län
Nina Hansson, Länsstyrelsen i Kalmar Län
Sverker Lindberg, Köpings kommun
David Melle, Gnosjö kommun
Ulrika Nilsson, Länsstyrelsen i Gävleborgs län
Erika Nygren, Naturvårdsverket
Gudrun Robinson, Länsstyrelsen i Uppsala

som ingått i referensgruppen till sammanställningsprojektet och som har bidragit med värdefulla kunskaper, tips och synpunkter.

Värdefulla synpunkter har även erhållits från bland andra Mikael Stark, SGI och Klas Köhler, Länsstyrelsernas tillsynssamordnare för förorenade områden.

Ett varmt tack riktas också till Jan-Olov Sundqvist som på uppdrag av Naturvårdsverket granskat den här rapporten. Han har inte bara påpekat fel och brister utan också givit värdefulla tips för att öka tydligheten i ett komplext ämne.

Ett varmt tack riktas även till alla andra som bidragit med synpunkter och idéer till projektet.

Thomas Rihm
Projektledare.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	SAMMANFATTNING	5
1.1	Avfall är heterogent	5
1.2	Föroreningsinnehållet kan variera mycket	5
1.3	Processerna innebär att avfallet och emissionerna förändras över tiden	5
1.4	Lakvattnet karaktäriseras främst av hög elektrisk ledningsförmåga samt höga klorid- och ammoniumhalter	6
1.5	Deponigas bidrar till växthuseffekten och kan förorsaka explosioner och kvävning	6
2	PROCESSER I DEPONIER	7
2.1	Kemiska och biologiska processer	7
2.2	Aerob fas	8
2.2.1	Oxidationsförlopp	8
2.2.2	Hydrolys	9
2.2.3	Nitratreduktion	9
2.3	Anaeroba faser	9
2.3.1	Acidogen (syrabildande) fas	9
2.3.2	Acetogen (ättikssyrabildande) fas	10
2.3.3	Metanogen (metanbildande) fas	10
2.3.4	Humusfas/oxidationsfas	10
2.3.5	Sammanfattning	11
2.4	Lakvattenbildning	14
2.4.1	Allmänt	14
2.4.2	Vattenbalans	14
3	LAKVATTEN – EGENSKAPER OCH SAMMANSÄTTNING	17
3.1	Utlakning av mobila föreningar	17
3.2	Kemisk karakterisering	18
3.2.1	Organiska ämnen	18
3.2.2	Oorganiska ämnen	20
3.3	Biologisk karakterisering	24
3.3.1	Allmänt	24
3.3.2	Akut, subakut och kronisk toxicitet	24
3.3.3	Standardiserade metoder	25
3.3.4	Toxicitet för tungmetaller	27
3.3.5	Toxicitet hos ammonium	29
3.4	Jämförelser mellan lakvatten och andra typer av förorenade vatten	30
3.5	Jämförelser av lakvatten med tillståndsbedömningar av grundvatten och med kanadensiska värden för ytvatten (akvatiskt liv)	32
4	GASBILDNING	34
4.1	Beräkningar av deponigasbildning	34
4.2	Mätning av deponigas	35
4.2.1	Statiska kammare	35
4.2.2	Spärgasmetoden TCT (Time Correlation Tracer)	36
4.2.3	SOF-metoden	36
4.2.4	Läcksökare	36
4.3	Risker förknippade med gasbildning	37
5	REFERENSER	40
6	BILAGA 1 ORDLISTA	42
7	BILAGA 2 JÄMFÖRELSE MELLAN LAKVATTEN OCH TILLSTÅND I GRUNDVATTEN OCH YTVATTEN	44

1 SAMMANFATTNING

Deponier genererar emissioner till vatten i form av lakvatten och till luft i form av deponigas. Lakvatten och deponigas uppstår till följd av de olika kemiska och biologiska processer som pågår i en deponi. För att kunna riskbedöma deponier, bedöma vilka åtgärder som kan vara lämpliga för att minska emissionerna och för att avgöra när dessa åtgärder bör genomföras är det nödvändigt att ha kunskap om de olika processerna och hur de kan påverkas.

1.1 Avfall är heterogent

Innehållet i en deponi är ofta extremt heterogent. Avfallet kan skifta både mellan olika delar av deponin och inom en och samma del. Olika föroreningar kan förekomma i olika delar av deponin. Även partikelstorleken kan variera från finkorniga askor och filterstoff till slipers, tankar och byggnadsdelar. Det innebär att olika processer kan gå med olika hastigheter i olika deponier och inom olika delar av en deponi. Man måste därför alltid beakta avfallets heterogena egenskaper vid riskbedömningar.

1.2 Föroreningsinnehållet kan variera mycket

I den här rapporten beskrivs de processer och de föroreningar som förekommer vid "normala" deponier som innehåller en stor andel hushållsavfall. Det finns många deponier som innehåller speciella typer av avfall, t.ex. askor, slaggar, bark, mm. Deponierna kan också ha tillförts t.ex. bekämpningsmedel, petroleumprodukteter och lösningsmedel. I princip kan inga föroreningar uteslutas. Dokumentationen av vilka avfall som deponerats under drifttiden är ofta dålig eller obefintlig. Det är således viktigt att samla in så mycket uppgifter som möjligt om deponins innehåll för att komplettera de slutsatser som kan dras med ledning av de allmänt förekommande processerna i deponin.

1.3 Processerna innebär att avfallet och emissionerna förändras över tiden

Avfallet bryts ned successivt i en lång rad av kemiska och biologiska processer. I de inledande faserna är pH relativt lågt och utlakningen av t.ex. metaller kan vara hög. Efter några månader har delar av avfallet brutits ned så långt att det kan utnyttjas av metangasbildande bakterier. Under den metangasbildande fasen, som kan vara något hundra till flera hundra år beroende på omständigheterna, är pH omkring normalt eller något basiskt och förhållandena i deponin är strängt anaeroba. Metaller binds då hårdare till avfallet och metallemissionerna är små eller måttliga. I den avslutande humusfasen som kan pågå i många hundra till tusen år återstår bara mycket svårnedbrytbara ämnen. De biologiska processerna har då avstannat, syre förbrukas inte längre utan kan långsamt diffundera in i avfallet. Metallutlakningen kan åter öka.

Tillgång till vatten är ett krav för att de biologiska processerna skall kunna fortgå. Om avfallet blir för torrt, t.ex. vid täckning av deponin, kommer processerna att gå långsammare eller avstanna helt. De kommer dock att ta fart igen om tillgången på vatten ökar, t.ex. om det uppstår ett läckage genom täckningen. Det går att påverka processhastigheten genom olika deponeringsteknik. Man bör sträva efter att uppnå ett så stabilt

avfall som möjligt, d.v.s. ett så långt nedbrutet avfall som möjligt, innan avfallet täcks. Härigenom minskar risken för framtida gasbildning och sättningar som kan äventyra täckningens funktion.

Kunskaper om de olika processerna i en deponi och hur långt de fortgått är nödvändiga för att kunna bedöma riskerna med deponin och för att avgöra vilka åtgärder som kan vara lämpliga och när dessa bör genomföras.

1.4 Lakvattnet karaktäriseras främst av hög elektrisk ledningsförmåga samt höga klorid- och ammoniumhalter.

Vid processerna i en deponi bildas stora mängder ammonium. Ammonium står i jämvikt med ammoniak som är mycket toxiskt för många organismer. Ammonium kan omvandlas genom nitrifikation till nitrat och vidare till kvävgas genom denitrifikation. Vid processerna bildas vätejoner vilket bidrar till försurningen av mark och vatten. Ammonium och framför allt nitrat utgör näringsämnen för växter. Processerna bidrar därför även till övergödning av vattendrag.

Även klorider är i högre koncentrationer toxiska för sötvattenlevande organismer. Den övervägande delen av lakvattnets toxicitet bedöms bero på ammoniak och klorider. Toxiciteter på grund av andra ämnen är svåra att kvantifiera eftersom de "maskeras" av ammoniak och klorider.

En deponi kan innehålla alla typer av föroreningar samtidigt som det är i princip omöjligt att genomföra representativ provtagning av det fasta materialet. För att bedöma riskerna kan en framkomlig väg vara att ta prov på lakvattnet och utföra screeninganalyser. Man får då också ledtrådar till vilka ämnen som man bör leta efter utanför deponiområdet. Utanför deponiområdet bör man dock i första hand undersöka elektrisk ledningsförmåga samt klorid- och ammoniumhalter. Hittar man inga förhöjda värden för dessa hittar man sannolikt inga förhöjda värden av andra ämnen heller.

1.5 Deponigas bidrar till växthuseffekten och kan förorsaka explosioner och kvävning.

Stora delar av det organiska materialet kommer att brytas ned på sikt. Nedbrytningen innebär att deponigas, som huvudsakligen består av metan och koldioxid, bildas. Processhastigheten kan i viss mån påverkas genom olika deponeringstekniker och genom täckningsåtgärder. Eftersom metan har stor inverkan på växthuseffekten bör den samlas in och om möjligt bör metanets energiinnehåll utnyttjas. Vissa blandningar med metan och luft eller syre är explosiva. Även mycket liten gasbildning kan leda till olyckor om gasen kan ansamlas i små slutna utrymmen. Gasen kan lätt sprida sig genom ledningar, ledningsgravar, kabelrör eller via dränerande lager under hårdgjorda ytor. Täckning av deponier kan medföra ökade spridningsrisker eftersom de normala spridningsvägarna skärs av. Eftersom deponigasen innehåller lite eller inget syre finns risk för kvävning. Att gå ned i nedstigningsbrunnar eller andra utrymmen vid deponier som kan vara gasfyllda är förenat med livsfara.

2 PROCESSER I DEPONIER

2.1 Kemiska och biologiska processer

De flesta gamla avfallsupplag innehåller stora mängder organiskt avfall. Avfallet kan vara mer eller mindre lättnedbrytbart. Det finns naturligtvis även upplag med exempelvis slagg, askor eller schaktmassor utan större inslag av organiskt material. Nedan ges dock en beskrivning av de processer som pågår i de vanligaste typerna av nedlagda deponier som innehåller organiskt avfall.

De biologiska och kemiska reaktioner som sker vid ytan och framför allt inne i deponin, på olika djup och under olika tillgång på bl. a. vatten, är av avgörande betydelse för de emissioner till luft och vatten som sker från deponin. Efterhand som de biologiska och kemiska processerna i deponin förändras, vilket bestäms bl.a. av tillgång till substrat för de olika mikroorganismerna, oxidationsmedel och vatten, kommer en förändring att ske av gassammansättning och lakvatten. Förändringen kan beskrivas i olika faser. Fasindelningen har naturligtvis en tidsaspekt, men också en rent rumslig aspekt. På en etablerad deponi förekommer alla stadier samtidigt, med undantag för det sista stadiet, men inom olika delar och på olika djup i deponin. Det är också så att det ena reaktionsförloppets slutprodukter påverkar och är en förutsättning för den nästkommande fasens förlopp. Lakvattnet och deponigasen utgör det samlade påtagliga resultatet av alla de processer som förekommer i en deponi.

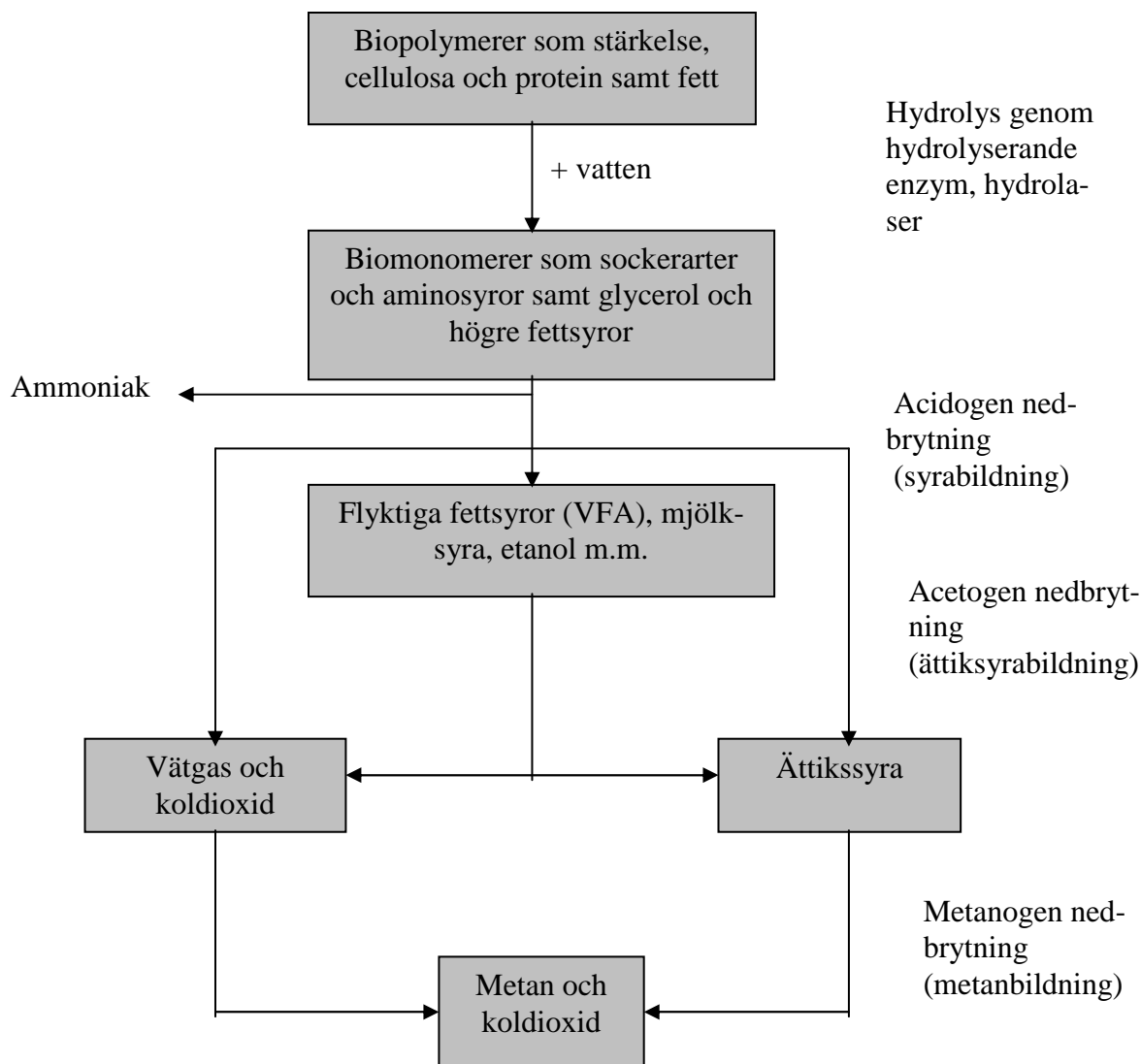
En rad viktiga och avgörande reaktioner, bl.a. för lakvattnets sammansättning, sker genom det samspel mellan olika mikroorganismer och deras metaboliter som förekommer inne i deponin. De olika kemiska reaktionstyperna framgår av översikten i Figur 1. De olika typer av mikroorganismer som dominerar de olika deponifaserna visar en populationstäthet som varierar med deponidjupet. Förekomst och antal styrs av vissa yttre betingelser som rådande avfallssammansättning, kompaktering, redoxpotential, tillgång på vatten, pH, temperatur, mm.

Fasindelning och fasindelningsgränser kan skilja sig åt i någon mån mellan olika källor. Nedan redovisas den vanligaste indelningen i fem olika faser (Diagram 1 och 2). Oavsett fasindelningssätt finns en rad förlopp som följer efter varandra:

inledande kortvarigt aerobt tillstånd → hydrolystillstånd → syrabildande tillstånd → ättiksyrebildande tillstånd → metangasbildande tillstånd → humusbildande tillstånd → aerobt tillstånd.

I en deponi i drift med stabil metangasbildning pågår de fem första förloppen samtidigt men inom olika områden och på olika djup i deponin. I samband med metangasbildningen bryts lätt nedbrytbara ämnen ned snabbast medan mera svårbrytbara ämnen blir kvar. Kvoten mellan BOD och COD i lakvatten är därför betydligt högre i de tidigare faserna än i de senare. Kvoten mellan BOD och COD kan därför indikera vilka processer som pågår och i vilken fas en deponi huvudsakligen befinner sig i (Öman 1991).

En förenklad bild av nedbrytningsförloppen framgår av Figur 1.



Figur 1. Nedbrytning av organiskt material. Efter Molander (2000)

2.2 Aerob fas

2.2.1 Oxidationsförlopp

En äldre deponi innehåller ofta mycket organiskt mer eller mindre lättnedbrytbart material som kräver, men också förbrukar, syre vid nedbrytningen. Syret som följer med luften i det avfall som deponeras förbrukas därför snabbt i en rad olika oxidationsprocesser. I ytan finns dock tillräckligt med syre för att aeroba processer skall kunna uppträda. De exoterma oxidationsprocesserna kan höja temperaturen till 60-70 °C, (Lagerkvist 1996) särskilt vid bristfällig kompaktering. Ibland kan temperaturen öka så mycket, sannolikt på grund av att vissa metaller och andra ämnen kan verka som katalysatorer, att värmeutvecklingen till och med kan ge upphov till självantändning. För att undvika självantändning bör åtgärder vidtas för att förhindra att syre tillförs deponin. Framförallt bör avfallets slänter vara väl täckta och avfallet väl kompakterat.

2.2.2 Hydrolysis.

Jämsides med dessa oxidationsförlopp kan viss så kallad extracellulär hydrolysis av högmolekylära ämnen som cellulosa, stärkelse, proteiner samt fett, inledas (jämför Figur 1). Härvid bildas olika sockerarter, aminosyror samt glycerol och fettsyror. Hydrolysen sker genom att t ex fermenterande bakterier genom cellmembranet avger enzym som, med hjälp av vatten, kan hydrolysera i t.ex. fast form förekommande cellulosa, hemicellulosa, stärkelse, protein och fett. Det sålunda bildade lågmolekylära lösliga materialet kan därefter tas upp av de hydrolyserande bakterierna, men även av andra bakterier. Hydrolystillgängligheten för cellulosa påverkas i hög grad av omslutning och inlagring av lignin som är mycket motståndskraftigt mot anaerob biologisk nedbrytning.

2.2.3 Nitratreduktion.

Även nitrat som finns i avfallet reduceras då syrebrist uppstår. Nitratreduktionen kanske borde räknas till den anaeroba fasen men man kan också se den som en förlängning av en oxidationsfas. Vid denna denitrifikation oxideras bl a lättnedbrytbara kolföreningar, t.ex. socker, till koldioxid och vatten samtidigt som kvävgas bildas. Syre- och nitratillgång är dock normalt så begränsade att endast en liten del av tillgängligt socker kommer att förbrukas.

2.3 Anaeroba faser

Efter den i regel kortvariga aeroba fasen som normalt omfattar några dagar efter det att avfallet tillförts deponin och är lokaliserad till deponiytan går avfallsnedbrytningen in i en serie av olika faser. Dessa kännetecknas av att anaeroba förhållanden kommer att råda under en mycket lång tid. Temperaturen blir relativt låg i deponin på grund av att de anaeroba processerna ger lite energi. Lagerkvist (1996) anger en temperatur på 20-30 °C för svenska förhållanden. Den ringa energiutvecklingen vid denna reaktion ”kompenserar” av att energirik metan bildas.

2.3.1 Acidogen (syrabildande) fas

Den första anaeroba fasen som brukar kallas acidogen (syrabildande) fas (jämför Figur 1), kan variera avsevärt i längd. Den präglas, förutom av avsaknad av syre och nitrat, av en mycket stark bildning av flyktiga fettsyror (VFA) med få kolatomer (2-6 stycken). Dessa genomgår en rad reaktioner och kan sinsemellan fungera som oxidationsmedel och reduktionsmedel, s.k. fermentation. Den ombesörjes av fermenterande bakterier som är en mycket heterogen grupp, innefattande anaeroba eller fakultativt anaeroba bakterier. Syrabildningen sker från såväl sockerarter som från aminosyror som omvandlas (deamineras) till karboxylsyror och ammonium. En del av de bildade syrorna har utpräglad och störande lukt som t ex butansyra (smörsyra).

Den tidigare beskrivna hydrolysen fortsätter i full omfattning och innefattar också mera komplext organiskt material. Sockerarter, aminosyror och fettsyror fortsätter att bildas.

Ammoniak som bildas vid nedbrytningen av aminosyror bildar ammoniumjoner. Koncentrationen av ammonium i lakvatten kan bli mycket hög.

Vissa biopolymerer som t.ex. cellulosa och hemicellulosa hydrolyseras relativt långsamt och kommer förmodligen inte att brytas ner fullständigt ens under den metanogena fasen, bl.a. på grund av den tidigare nämnda ligninblandningen.

Bildningen av syror medför att pH sjunker kraftigt till mellan 5 och 6 och till detta medverkar också bildad koldioxid. På grund av lågt pH ökar lösligheten av en del metaller

men deras ökade rörlighet beror även på bildning av lösliga komplex med bildade organiska syror. Det är särskilt metallerna järn, zink och mangan som når mycket höga koncentrationer i lakvattnet i detta skede.

Denna fas utmärkes också av mycket höga halter av BOD i lakvattnet, ofta i storleksordningen 10 000 mg/l eller mer och en mycket hög BOD/COD-kvot som kan vara högre än 0,7. (Jämför gärna med kapitlet om lakvatten, avsnitt 5.2.1.) Detta innebär en BOD/COD-kvot på samma nivå som vanligt avloppsvatten, d.v.s. 0,5 eller högre. Närvarande sulfat kan börja reduceras till svavelväte (divätesulfid), och vissa tungmetaller kan därmed fällas ut som svårlösliga sulfider.

2.3.2 Acetogen (ättikssyrabildande) fas

Denna fas, som ibland även benämns inledande metanogen fas, kännetecknas av att syror, främst ättiksyra, samt vätgas och koldioxid bildas från de högre fettsyror som bildats i den syrebildande fasen och från VFA (Volatile Fatty Acids med 3-6 kolatomer) under medverkan av vätebildande acetogena bakterier (jämför Fig. 1)

Ättiksyra, koldioxid och vätgas utgör normalt substratet för de metanogena bakterierna som kommer att bilda metan och koldioxid. Av termodynamiska skäl kräver en degradering av syror som t.ex. propan- och butansyra att vätgasens partialtryck i systemet är mycket lågt. En förutsättning för detta är att all bildad vätgas genast förbrukas i andra reaktioner och här kommer de hydrogenotrofa metanogena bakterierna in i bilden. Dessa ombesörjer att väte förbrukas vid reduktionen av koldioxid då metan och vatten bildas. De metanbildande bakterierna är emellertid känsliga för höga syrakoncentrationer och ett komplext beroendeförhållande föreligger således mellan de olika bakterierna. De acetogena bakterierna måste bli av med bildad vätgas, men den ättiksyra de samtidigt bildar sänker pH, och de långsamväxande metanogena bakterierna, som kan förbruka vätgasen, tål inte lågt pH.

Högre fettsyror som t ex palmitinsyra ger genom s.k. β - oxidation upphov till stora mängder ättiksyra och väte.

2.3.3 Metanogen (metanbildande) fas

I den metanogena fasen bildar acetotrofa (ättikssyraförbrukande) metanogena bakterier metan och koldioxid från ättiksyra och hydrogenotrofa (väteförbrukande) metanogena bakterier reducerar koldioxid med väte (jämför Fig. 1). På detta sätt minskar vätgaskoncentrationen vilket gynnar föregående reaktioner i systemet

2.3.4 Humusfas/oxidationsfas

I detta skede återstår egentligen bara svårnedbrytbart organiskt material bestående av högmolekylära humusliknande föreningar med hydroxyl- och karboxylgrupper bundna till fenoler. Härigenom saknas förutsättningar för en fortsatt metanbildning. Kväve och syre från luften kan börja tränga in genom diffusion i deponin, åtminstone i de övre lagren vilket ytterligare försvårar eventuell metanbildning p.g.a. allt högre redoxpotential. Oxidation av såväl humusämnen som metallsulfider kan komma att ske.

Mer än 99 % av metallerna finns kvar i deponin vid inträdet i denna fas, dels bundet till humusämnen samt i stor omfattning till sulfider. Detta förutsätter dock att tillräckligt med svavel finns tillgängligt. Vid oxidation av t.ex. sulfider kommer, förutom att lätt-

lösliga sulfater bildas, också en pH-sänkning att ske. I denna fas finns det risk för att en del av de metaller som bundits i avfallet i tidigare faser åter går i lösning.

2.3.5 Sammanfattning

De olika kemiska och biologiska processerna i ett avfallsupplag har en direkt inverkan på emissionerna, både i form av lakvatten och i form av gas. En sammanfattning av processerna redovisas i Tabell 1. Deponins innehåll av olika gaser, flyktiga fettsyror, cellulosa samt pH-värde redovisas i diagram 1 och 2.

Tabell 1 Förenklad sammanställning av olika deponifaser och deras betydelse för deponiförhållanden och lakvattenbildning (Molander 2000).

Deponifas	Starkt förenklad beskrivning av förändringar och egenskaper i deponi och lakvatten.	BOD/ COD- kvot ca
Aerob fas	<ul style="list-style-type: none"> • Huvudförlopp: Oxidation av organiskt material under kraftig värmeutveckling • Varaktighet: Kortvarig, dagar, pga. ringa syre- och nitratförekomst • Redoxpotential: Hög men sjunker efterhand. • Syre: Minskar starkt • Nitrat: Minskar starkt från höga halter, nitratsyret bildar koldioxid med organiska föreningar, kvävgas frigöres (denitrifikation) • Koldioxid: Ökar från låga koncentrationer • pH: Sjunker något pga. av ökad koldioxidbildning och påbörjad bildning av flyktiga fettsyror (VFA) • BOD och COD-värden: Mycket höga • Ammoniumhalt: Ökande från låga halter • Temperatur: Förhöjd till kraftigt förhöjd men sjunker efterhand 	-
Acidogen fas (syra-bildande fas)	<ul style="list-style-type: none"> • Huvudförlopp: Organiskt material fermenteras till VFA , alkoholer mm • Varaktighet: Månader till flera år • Redoxpotential: Sjunker till mycket låg nivå • Syre: Förbrukat • Nitrat: Förbrukat • Sulfat: Höga halter, börjar reduceras till sulfidjoner då sulfatsyre oxiderar organiskt kol till koldioxid • Koldioxid: Ökar till höga halter • pH: Sjunker kraftigt till ca 5 pga. ökad bildning av VFA • BOD och COD-värden: Mycket höga • Ammoniumhalt: Fortsatt ökning till höga halter • Vätgas: Börjar bildas och ökar efterhand • VFA: Börjar bildas och ökar kraftigt • Metallhalter: Koncentrationen i lakvattnet av vissa metaller ökar bl.a. beroende på bildning av lösliga komplex med organiska syror och lågt pH, vissa metaller bildar svårlösliga sulfider • Temperatur: Svagt förhöjd men sjunker 	0,5-0,7

Acetogen (ättikssyre- bildande fas)	<ul style="list-style-type: none"> • Huvudförlopp: VFA bildar acetat(ättiksyra)och väte, metanbildning inledes • Varaktighet: Kortvarig? • Redoxpotential: Mycket låg • Syre: Förbrukat • Nitrat: Förbrukat • Sulfat: Minskar efterhand till mycket låga halter • Koldioxid: När mycket höga halter, minskning efterhand • pH: Stiger efterhand till omkring 7 • BOD och COD-värden: Sjunker efterhand till låga värden • Ammoniumhalt: Minskar efterhand från mycket höga halter • Vätgas: Koncentrationen minskar från hög nivå • VFA: Minskar från höga halter • Metan: Bildning startar och ökar efterhand till höga halter • Metallhalter: Sjunker • Temperatur: Svagt förhöjd 	0,5-0,3
Metanbil- dande (me- tanogen) fas	<ul style="list-style-type: none"> • Huvudförlopp: Metanbildning från ättiksyra och koldioxid + väte • Varaktighet: Flera tiotals år, kanske hundratals år beroende på vattentillförsel (täckning). • Redoxpotential: Mycket låg • Koldioxid: Stabil medelhöga halter • pH: Stabil nivå omkring 8 • BOD och COD-värden: Stabiliseras på låga halter • Ammoniumhalt: Sjunker sakta från höga halter • Vätgas: Stabil låg halt • VFA: Stabil låg halt • Metan: Stabil hög halt • Metallhalter: Låga • Temperatur: Svagt förhöjd 	0,3-0,05
Humusfas /oxidations fas	<ul style="list-style-type: none"> • Huvudförlopp: Humusbildning ökar och oxidationsförlopp startar då luft tränger in. • Varaktighet: Sekler? • Redoxpotential: Ökar • Syre: Tränger liksom kväve in i deponin efterhand • Koldioxid: Minskar • Metan: Avtar alltmer • pH: Förmodligen sjunkande • BOD och COD-värden: Mycket låga • Ammoniumhalt: Sjunker • Metallhalter: Stiger. Sulfider oxideras till lösliga sulfat, humusämnen oxideras 	< 0,05

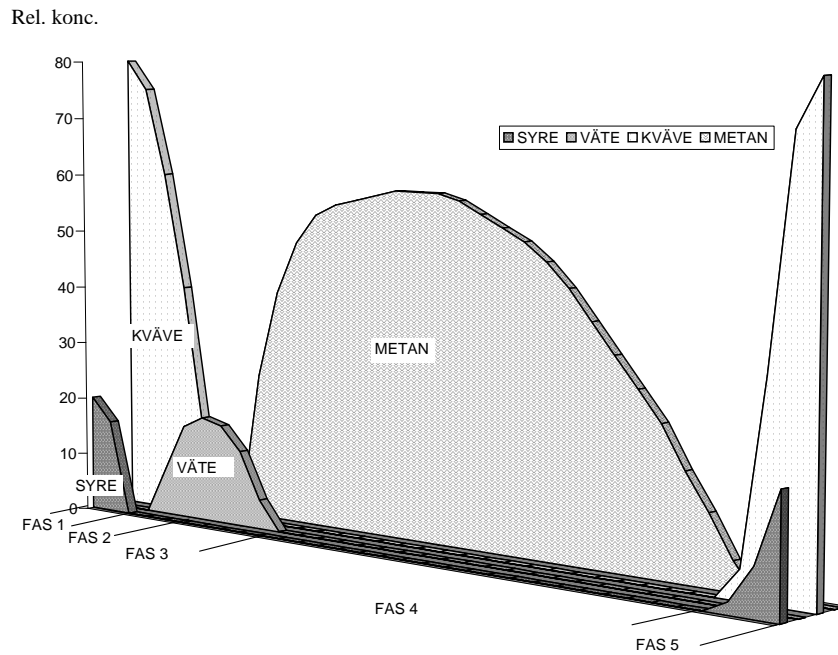


Diagram 1. Deponifaser – variationer i deponigasens sammansättning. (Molander 2000)

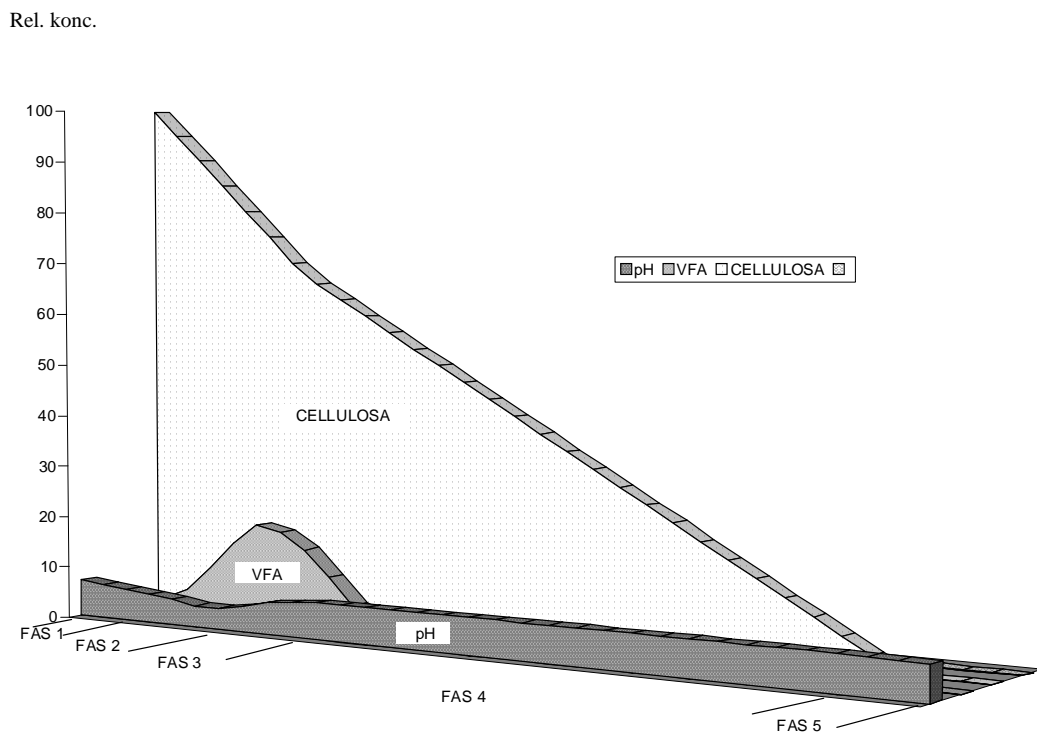


Diagram 2. Deponifaser – variationer i deponin av pH, VFA och cellulosa. (Molander 2000)

2.4 Lakvattenbildning

2.4.1 Allmänt

Enligt förordning (2001:512) om deponering av avfall definieras lakvatten som vätska, som efter att ha varit i kontakt med avfallet lämnar en deponi, eller som innehålls i en deponi. Lakvatten består huvudsakligen av nederbördsvatten som passerat genom deponin och på sin väg genom denna för med sig en rad lösta och suspenderade ämnen. En rad olika faktorer påverkar lakvattnets mängd och sammansättning, varav de viktigaste är:

- Deponerade avfallstyper och dess hydrologiska egenskaper (struktur, hydraulisk konduktivitet, kapillaritet, m.m.)
- Deponins area
- Deponins ålder/utvecklingsfas/nedbrytningstillstånd
- Avfallsets vatteninnehåll/vattentillsats
- Nederbördsmängd
- Deponeringsteknik
- Ytavrinning och dränering som i sin tur påverkas av eventuell täckning samt dess genomsläpplighet och eventuell förekomst av skador p.g.a. sättningar, erosion, etc.
- Förekomst av vegetation (påverkar avdunstningen)
- Topografi/släntlutning

Den bildade lakvattenvolymen är naturligtvis till dominerande del beroende av den nederbördsmängd som får passera genom deponin.

2.4.2 Vattenbalans

Ett generellt gällande samband för vattenbalansen är (efter Lagerkvist et al 1996):

lakvattenmängd = nederbörd + ytvattentillrinning + grundvattentillrinning + vatten i tillfört avfall + biologisk nettoproduktion av vatten – evapotranspiration - ytvattenavrinning - vattenavgång i gasfas - ökning av deponins vatteninnehåll, d.v.s.

$$Q_L = P + Q_{in}^{ytvatten} + Q_{in}^{grundvatten} + Q_{avfall} + Q_{biologisk} - E - Q_{ut}^{Ytvatten} - Q_{ut}^{Grundvatten} - Q_{ånga} - \Delta M$$

där

Q_L =	Lakvattenmängden som samlas upp och pumpas/bortleds från deponiområdet
P =	Nederbörden
$Q_{in}^{ytvatten}$ =	Tillrinnande ytvatten
$Q_{in}^{grundvatten}$ =	Tillrinnande grundvatten
Q_{avfall} =	Med avfallsleveranserna tillfört vatten
$Q_{biologisk}$ =	Vatten som bildas vid nedbrytningsprocesser i avfallet
E =	Evapotranspiration, d.v.s. summan av avdunstning från mark (evaporation) och växtlighetens transpiration samt direkt avdunstning från den nederbörd som hamnar på olika växytor (interception).

$Q_{ut}^{yivatten}$	=	Ytvatten som rinner ut från deponiområdet
$Q_{ut}^{grundvatten}$	=	Grundvatten som rinner ut från deponiområdet
$Q_{\text{ånga}}$	=	Vatten som avgår från deponin i gasform
ΔM	=	Förändringen av den mängd vatten som lagras i avfallet och i eventuella lakvattenmagasin.

Evapotranspiration på en deponi varierar mycket. På en obeväxt deponiyta är den lägre men å andra sidan kan temperaturen vara högre på grund av att nedbrytningsprocesser. i avfallet medför värmeutveckling, vilket kan öka evapotranspirationen. (Lagerkvist 1996)

Av posterna i vattenbalansen är nederbörds mängd, lakvattenmängd och evapotranspirationen stora, t.ex. i storleksordningen 200 -1000 mm/år, yt- och grundvattentillskott resp. ytavrinning varierar starkt med lokala förhållanden medan biokemisk nettoproduktion av vatten och ångavgång vid deponigasproduktion kan vara i storleksordningen 10-20 mm/år. Om beräkningar utförs över längre tidsrymder, flera år, blir i regel ändringarna i deponins vatteninnehåll försumbara. Ändringar i deponins vatteninnehåll är små i väl etablerade deponier.

För en gammal deponi och om beräkningarna utförs över en längre tidsrymd kan förenklat vattenbalansen uttryckas (Lagerkvist et al 1996):

$$Q_L = P + Q_{in}^{yivatten} + Q_{in}^{grundvatten} - E - Q_{ut}^{Yivatten} - Q_{ut}^{Grundvatten}$$

I vardagligt tal uttrycks detta ofta något slarvigt så att lakvattenvolymen är summan av nederbörden och nettotillskottet av yt- och grundvatten minus avdunstningen.

Det kan konstateras att mängden nederbörd och den samlade effekten av avdunstning från mark och växtlighet, är av störst betydelse för vattenbalansen. Evapotranspirationen varierar i Sverige från 100 till 500 mm per år. Evapotranspirationen är mycket svår att mäta och har av SMHI beräknats som skillnaden mellan areell nederbörd och avrinning. En väl utvecklad växtlighet på en deponiyta har en mycket stor betydelse för minskning av lakvattenvolymen.

Eftersom det är svårt att bestämma de ingående parametrarna med någon större precision blir beräkningar av lakvattenbildningen bara ungefärlig. Man bör därför vara försiktig om man använder beräkningarna för att uppskatta t.ex. mängden föroreningar som transporteras ut med lakvattnet från deponin.

Om lakvatten pumpas från deponin, eller om det är möjligt att mäta lakvattenflödet kan en vattenbalans ge indikationer på geohydrologiska förhållanden. Om lakvattenmängden är större än förväntat kan det tyda på att yt- eller grundvatten tränger in i upplaget. Inträngande yt- och grundvatten kan då späda ut lakvattnet. Övrigt låga föroreningskoncentrationer kan således också vara en indikation på inträngande yt- och grundvatten. Om lakvattenmängden är mindre än förväntat kan det tyda på ett utläckage av lakvatten till grundvattnet.

För att kunna utföra vattenbalansberäkningar kan uppgifter om nederbörd och avdunstning beställas från t.ex. SMHI. Uppgifter om nederbörd och avdunstning kan även tas fram genom verksamhetsutövarens egna mätningar vid deponin och efterföljande beräkningar. För beräkning av avdunstning bör då, förutom nederbördsdata, även uppgifter om temperatur (min, max kl. 12.00), vindriktning, vindstyrka och luftfuktighet samlas in. För deponier som omfattas av deponeringsförordningen följer detta av 42a § NFS 2004:10 och utvecklas närmare i allmänna råd (NFS 2006:10).

3 LAKVATTEN – EGENSKAPER OCH SAMMANSÄTTNING

3.1 Utlakning av mobila föreningar

Många forskare inom deponiteknikområdet anser att en intensiv och snabb nedbrytning av det organiska materialet ska ske genom optimering av de faktorer som styr den anaeroba nedbrytningen och att ”snabb” utlakning av t.ex. ammoniumkväve ska kunna ske. Härigenom kan man snabbare och under kontrollerade former minska koncentrationsskillnaderna mellan deponin och omgivningen, och därigenom minska emissionerna på lång sikt.

Ett sluttillstånd med låga halter av mobila ämnen uppnås snabbare om mycket vatten perkolerar genom deponin så att föroreningar passerar ut med lakvattnet, än om mängden vatten som tillåts passera deponin minimeras. Hjelmar et al (2000) anger en tidsrymd på flera hundra år för att uppnå en acceptabel emissionsnivå på lakvattnet vid stark begränsning av vattenflödet. Samtidigt är det dock viktigt att utlakningen sker i en hanterbar takt för miljön så att föroreningar kan fastläggas och brytas ned. Utlakningen bör därför ske framförallt under driftfasen då lakvattnet samlas upp och behandlas. För gamla deponier kan man i vissa fall tänka sig lokala passiva reningsanläggningar som alternativ eller komplement till täckning. Reningsanläggningarna får då verka under en övergångsperiod till dess utlakningen av föroreningar minskat till acceptabla nivåer.

För många oorganiska ämnen är koncentrationsändringarna i lakvattnet över tiden mer beroende av L/S-kvoten, d.v.s. den ackumulerade volymen bildat lakvatten dividerat med den deponerade avfallsmängden, än deponins ålder. Det innebär att det tar längre tid för lakvatten från höga deponier att nå acceptabla föroreningsnivåer än för låga. Det bedöms att en L/S- kvot av 3-4 m³/ton är nödvändigt för att uppnå acceptabla koncentrationer av t ex COD och totalkväve (Hjelmar et al 1994).

Kylefors och Lagerkvist (1996) anger att det för de flesta föroreningar behövs en L/S-kvot på 10 för att uppnå acceptabla koncentrationer. Bedömningen baseras på såväl labbskala- som fältexperiment. Kylefors (1997) understryker vikten av att man bör påskynda stabiliseringen genom nedbrytning och utlakning under deponins aktiva fas för att inte lasta över ansvaret för en utdragen lakvattenrening och kontroll på kommande generationer. I en deponi som är 10 m hög och en avfallsdensitet på 1 ton per kubikmeter uppnås L/S 10 efter ca 30 år vid en lakvattenbildning på 300 mm per år och efter 200 år vid en lakvattenbildning på 50 mm.

För vissa parametrar i lakvattnet, t.ex. kol, är tiden för att via utlakning nå miljömässigt acceptabla koncentrationer mycket lång, medan det för t.ex. ammoniumkväve kan föreligga möjlighet att med tillräcklig vattenperkolation uppnå halter på t ex 5 mg N/l i ett tidsperspektiv av 55-90 år. Molander (2000) redovisar beräkningsresultat beträffande utlakningstider för olika ämnen i lakvatten. De beräknade utlakningstiderna framgår av Tabell 2.

Tabell 2. Beräknade tidsrymder och halter för utlakning. Efter Molander (2000)

Ämne	Ingångskonc. mg/l	Slutkonc. mg/l	Tidsrymd år
Organiskt kol	750	20	500-1700
Kväve	1200	5	55-80
Fosfor	6,8	0,4	100-700
Klorid	1300	100	100-150

För nedlagda deponier är det viktigt att försöka bedöma om utlakningstakten och koncentrationerna av föroreningar i lakvattnet sker i en hanterbar takt för den aktuella omgivningen så att föroreningarna kan brytas ned. Om möjligt bör man också beakta risken för att utlakningsförhållandena försämrats i framtiden. Om utlakningen kan tålas av naturen utan att oacceptabla risker uppstår, behövs som regel inga åtgärder vidtas för att minska lakvattenbildningen.

3.2 Kemisk karakterisering

I princip finns alla typer av föroreningar som finns i vårt samhälle representerade i lakvattnet om än i mycket låga halter. På grund av den stora mängden föroreningar är det inte möjligt att analysera alla. Det är endast realistiskt att analysera en bråkdel med tanke på befintliga analysmetoder och kostnader. Det är också svårt att bedöma hur olika föroreningar kan samverka med varandra. Det är därför angeläget att kemiska analyser kompletteras med toxicitetstester och andra tester på levande organismer.

3.2.1 Organiska ämnen

Gamla deponier har normalt uppnått en stabil metanbildningsfas med metanogent lakvatten. Ur kemisk synpunkt karakteriseras metanogent lakvatten av relativt låga tungmetallhalter, låga halter av lättnedbrytbart organiskt material och höga halter av svårnedbrytbara organiska ämnen samt höga halter av ammoniumkväve. Därtill tillkommer ett stort antal organiska ämnen ofta i mycket låga koncentrationer. För acidogena lakvatten är halterna av vissa metaller högre liksom mängden lättnedbrytbar organisk substans.

I lakvattnet ingår en mängd organiska ämnen, många av dem i mycket låga koncentrationer. Organiska ämnen i lakvattnet kan ha olika ursprung. De kan ha frigjorts från avfall som deponerats och sedan eventuellt genomgått olika transformationer, eller bildats genom olika processer i deponin innefattande såväl biologiska som icke-biologiska förlopp.

Sammansättningen av deponigas kan ge en indikation på vilka organiska ämnen som ofta i mycket låg koncentration, på grund av bl.a. ringa vattenlöslighet, kan återfinnas i lakvatten. Detta är också rimligt eftersom den bildade deponigasen "tvättas" av lakvattnet.

Organiska ämnens fastläggning och transport kan sammanfattas på följande sätt: (Öman & Wennberg 97)

- Koncentrationer av miljöfarliga ämnen är normalt låg, oftast handlar det om mikrogram per liter.
- Organiska föreningar kan fastläggas till avfall i deponin

- Organiska föreningar kan transporteras med kolloida partiklar av vilka de större tycks ha en oorganisk kärna till vilken organiska föreningar är bundna
- Det heterogena vattenflödet genom deponin kan leda till att organiska ämnen inte får möjlighet till fastläggning (sorption).
- Fältförsök har visat att lakvatten kan passera mycket snabbt genom större sammanhängande kanaler i deponin vilket medför att även organiska ämnen snabbt kan transporteras genom deponin utan att sorption eller mikrobiell omvandling sker.

Vidare beskriver Öman och Wennberg (1997) några kategorier av organiska ämnen som förekommer i lakvatten:

- Lågmolekylära ämnen. Alkoholer, syror men också mera lättflyktiga ämnen som temporärt är lösta i lakvattnet. Hit kan också räknas alifatiska aldehyder och ketoner samt estrar och halogenerade kolväten samt en rad enkla aromatiska kolväten och derivat av dessa.
- Ämnen av humuskaraktär som huvudsakligen är nedbrytningsprodukter av cellulosa och lignin, s.k. huminer.
- Ämnen bestående av oxidationsprodukter av huminer, ofta av sur karaktär, s.k. fulvosyror.
- Olika slags humusämnen spelar en viktig roll för t ex bindning av tungmetaller i komplexa föreningar på samma sätt som humusämnen i marken.
- Organiska miljögifter. I denna heterogena grupp som i allmänhet kännetecknas av mycket låga koncentrationer återfinns ämnesgrupper som klorerade fenoler, polyaromatiska kolväten, polyklorerade bifenyler mm. En del av dessa ämnen är svårnedbrytbara och kan genomgå såväl bioackumulering som biomagnifiering i olika ekologiska system.

Organisk substans i vatten mäts som kemisk syreförbrukning COD_{Cr} och biokemisk syreförbrukning BOD_{7-28} . Siffrorna efter BOD anger hur många dygn som nedbrytningsprocesserna pågått. Vid längre tider hinner mera av svårare nedbrytbart material brytas ned vilket resulterar i högre BOD-värden. COD_{Cr} är det klassiska sättet att bestämma mängden organisk substans och uttryckes i mg syre/l. Oxidationen är inte ens med det starka oxidationsmedlet kaliumdikromat och koncentrerad svavelsyra fullständig. Emellertid kommer allt organiskt material som finns i lakvatten inte att oxideras i en recipient inte ens på längre sikt. Det är dock ingen tvekan om att COD_{Cr} är ett ofullkomligt hjälpmedel för fastställande av mängden organiskt material i lakvatten, men fullgoda alternativ saknas fortfarande.

Eftersom krom och kvicksilver, som har mycket negativ påverkan på miljön, används vid COD-bestämning har metoden numera ersatts av bestämning av totalt organiskt kol (TOC). TOC bestäms genom att mäta hur mycket koldioxid som bildas vid upphettning av ett prov. Olika metoder finns för att korrigera för kol från karbonater. En nackdel

med metoden är att även elementärt kol, som ju inte kan räknas till organiskt kol, kommer att bidra till TOC-värdet. Risken är liten för att elementärt kol ska ingå i biologiska processer i en deponi eftersom elementärt kol inte är nedbrytbart. Det är därför inte motiverat att använda en analysmetod som inkluderar elementärt kol i den totala halten TOC. Det saknas i nuläget standardiserade metoder för att bestämma elementärt kol i avfall. Metoder är under utveckling där koldioxidbildningen mäts i flera steg vid olika temperaturer. Eftersom man vet vid vilka temperaturer olika typer av kolföreningar oxideras kan man härigenom bättre bedöma hur stor del av TOC som härrör från organiska kolföreningar. CEN håller på att ta fram en standard för elementärt kol (CEN/TC 292/WG 5 WI 00292051 Elementary carbon).

Vid karakterisering av lakvatten anges vanligen kvoten BOD_7 / COD_{Cr} som är lägre ju längre deponin varit i drift och som redovisats i tidigare avsnitt. Ett vanligt avloppsvatten har liksom ett acidogent lakvatten en kvot på ca 0,5 medan ett metanogent lakvatten ofta har en kvot som understiger 0,1.

Bestämning av organisk substans genom att mäta förbrukningen av ett starkt oxidationsmedel eller bildningen av koldioxid vid upphettning medför ingen nyanserad bild av de organiska ämnenas fördelning eller natur och ofta uppfattas ett högt COD_{Cr} – eller TOC-värde som negativt vilket ej alltid behöver vara fallet. För att belysa detta förhållande kan jämförelse göras med en naturlig deposition av organiskt material, torvmossen, där strikt anaeroba förhållande råder sedan mycket lång tid och metan bildas. I det brunfärgade "lakvattnet" från två torvmossor har följande värden uppmätts.

Tabell 3 COD och BOD-värden på vatten från två olika mossor i Västra Götalands Län sommaren 1999. Källa: TRAAB, Intern lakvattenutredning.

	COD_{Cr} (mg/l)	BOD_7 (mg/l)	BOD_7 / COD_{Cr} (mg/l)
Vatten från Tore Mosse, Vänersborgs Kommun	200	5	0,03
Vatten från Hensbacka Mosse Munkedals Kommun	240	7	0,03

I naturliga ekosystem förekommer, som de ovan angivna exemplen i Tabell 3 visar, relativt höga COD-värden utan att detta medför några betydande olägenheter för miljön. En nyanserad användning av COD- och TOC-värden är därför önskvärd. De ämnen som ur miljösynpunkt är farliga förekommer i mycket låga koncentrationer och i en omfattning som endast påverkar COD- och TOC-värdet marginellt. Bedömningen av ett lakvattens miljöfarlighet bör i första hand ske med hjälp av andra parametrar.

Stark syreförbrukning i en recipient kan leda till dramatiska konsekvenser för hela ekosystemet och det är en av grundorsakerna till analysbehovet för organiska ämnen i vatten, särskilt som vatten är en relativt dålig syrebärare. Om kvoten BOD_7 / COD_{Cr} är låg innebär det en mycket långsam biologisk oxidation som inte kommer att leda till syrebrist i recipienten. Ytterligare kunskaper om innehållet i lakvattnet av ämnen som är svårare att bryta ned kan erhållas genom bestämmningar av t ex BOD_{14} och BOD_{28} .

3.2.2 Oorganiska ämnen

Kväve i färskt lakvatten kan förekomma som ammonium och som organiskt bundet kväve samt, i mycket ringa utsträckning med tanke på de biologiska och kemiska processer

som dominerar deponimiljön, som nitrat eller nitrit. Normalt dominerar ammoniumformen i lakvatten.

Ammonium förekommer i lakvatten i koncentrationer som ofta är mer än tio gånger högre än i vanligt kommunalt avloppsvatten. Ammoniak bildas vid nedbrytning av aminosyror som erhålls vid hydrolys av protein. Under de anaeroba förhållanden som råder i en deponi kan naturligtvis ingen oxidation ske och lakvattnet innehåller alltid mycket höga halter av ammoniumkväve jämfört med konventionellt avloppsvatten. Ammonium kan genomgå olika typer av mikrobiologiska processer av vilka nitrifikation/denitrifikation är de viktigaste. Ammonium tas upp av växter och leder till övergödning av recipienten om inte rening sker.

Särskilt saltvattensrecipienter anses känsliga i detta avseende. I sötvattensrecipienter begränsas den biologiska tillväxten vanligen av fosfatbrist. I havet finns tillräckligt med fosfat som där, i motsats till i sötvattensrecipienter, ej är den begränsande faktorn. Övergödningen medför också en sekundär syreförbrukning genom att bildad biomassa så småningom skall brytas ner varvid syre åtgår. Ammoniumjonen medför, på grund av de höga koncentrationer som förekommer i lakvatten, dessutom toxisk verkan på många organismer; toxiciteten är främst pH-beroende. Orsaken till detta är att toxiciteten huvudsakligen är knuten till ammoniak som alltid i vattenlösningar är i jämvikt med ammoniumjoner och jämvikten är pH-beroende. (Diagram 3)

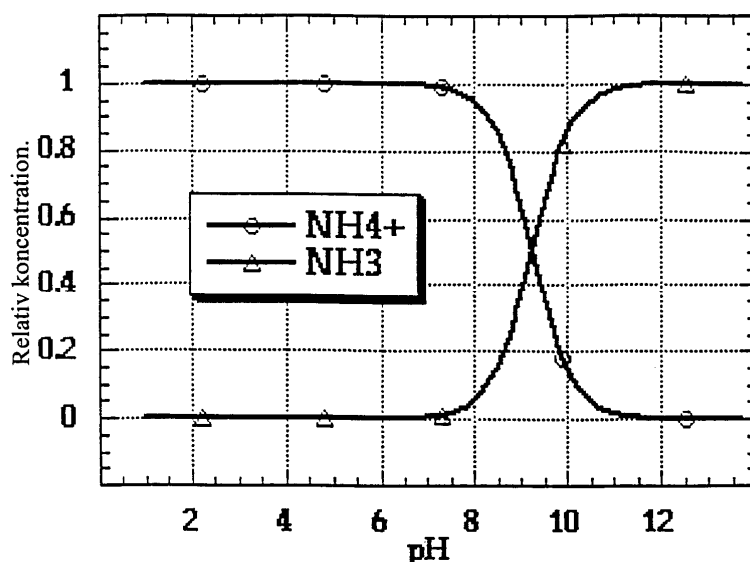


Diagram 3. Sambandet mellan pH och ammonium-ammoniak-koncentrationerna (Molander 2000)

Förmodligen gäller för många lakvatten att toxiciteten är försumbar efter biologisk behandling där ammoniak avlägsnats (Molander 2000). Vid pH 7 är ca en procent av ammoniumhalten fri ammoniak. Vid luftning av lakvatten med höga ammoniumhalter sker därför vid rådande relativt höga pH-värden betydande ammoniakavgång till luft. Detta är negativt ur miljösynpunkt då ammoniak med vatten bildar ammoniumjoner som vid

nitrifikation/denitrifikation omvandlas till bland annat nitrat och kvävgas. Ammonium och framför allt nitrat kan förorsaka övergödning. Processerna sänker pH-värdet och bidrar på så sätt även till försurning.

Vid oxidation av ammonium till nitrat åtgår mycket syre vilket gör att ammoniumemissioner också har en direkt syreförbrukande effekt. Denna är 4,5 ggr större än för t ex vanligt lättnedbrytbart organiskt material mätt som BOD₇.

Förekomsten av övriga oorganiska ämnen som förekommer i lakvatten kan sammanfattas på följande sätt:

- Kloridhalten är ofta hög i lakvatten vilket kan vara negativt för vissa växter som lever i eller bevattnas med lakvatten.
- Nitrat förekommer normalt på grund av lakvattnets bildning i en reducerande miljö i låga koncentrationer.
- Fosfat förekommer också i mycket låga koncentrationer i lakvatten bl a beroende på riklig järn och aluminiumtillgång i såväl deponi som lakvatten.
- Karbonathalten är hög
- Järn i höga koncentrationer förorsakar utfällningar och igensättningar vid lakvattenbehandling

Halten av tungmetaller i lakvatten är beroende av en rad olika faktorer där framförallt avfallsets sammansättning och det dominerande tillståndet i deponin är avgörande. Under den acidogena fasen är utlakningen av vissa metaller mycket hög beroende på lågt pH och lågmolekylära syror som ger lösliga metallkomplex. Under den metanbildande fasen sjunker tungmetallkoncentrationerna beroende på att pH är högre, de lågmolekylära syrororna förbrukas under acetat- och metanbildning, karbonater bildas samt bildning av sulfidjoner sker.

Det är en vanlig uppfattning att lakvatten innehåller höga halter av tungmetaller men detta är inte fallet, åtminstone för äldre deponier med biologiskt nedbrytbart material vilket ger metanogena lakvatten. Uppskattade mängder av ackumulerade mängder och emissioner vid svenska deponier för kommunalt avfall redovisas i tabell 5. Ett problem på mycket lång sikt kan dock vara den betydande tungmetallpotential som under många år byggts upp i deponin men som så småningom, förmodligen efter mycket lång tid, kan komma att frigöras. (Flyhammar 1997)

Tabell 4. Ackumulerade tungmetallmängder samt årliga emissioner av tungmetaller i lakvattnet vid svenska deponier. (Sammanställt från Flyhammar 1997)

Tungmetall	Ackumulerad mängd i svenska deponier (ton)	Årlig emission via lakvatten (ton)
Zink	200 000-400 000	1-1,5
Koppar	50 000-100 000	0,3
Bly	100 000-200 000	0,05-0,5
Krom	30 000-60 000	0,02-0,3
Nickel	10 000-20 000	0,3-0,8
Kadmium	1000-2000	0,03-0,08

Det paradoxala är att så stora ackumulerade metallmängder tillförts deponierna samtidigt som koncentrationerna i lakvatten av en rad tungmetaller är mycket låg och ofta uppfyller eller ibland understiger gränsvärden för tungmetaller i dricksvatten. Detta gäller bl a metaller som kvicksilver, bly, kadmium och koppar.

Orsaken är bl.a. att söka i de strikt anaeroba förhållanden som råder i en etablerad deponi. Sulfatreduktionen leder till svavelvätebildning och svårösliga metallsulfider, speciellt med tvåvärda metalljoner, bildas. Även bildning av svårösliga humuskomplex med metaller bidrar till fastläggningen. Förutsättningarna för bildning och förekomst av dessa föreningar är avsaknad av syre och att vid deponigränsskikten inkommande syre kan omhändertas av metanoxiderande bakterier eller andra organismer som oxiderar organiska ämnen med luftsyre. Så småningom sker förmodligen oxidation både av humuskomplex och sulfider och tungmetallerna kan komma att frigöras (Lagerkvist et al 1999).

Tungmetaller kan även bindas på annat sätt t.ex. genom olika fastläggningsmekanismer till järnoxid och hydroxider. Härigenom kan metaller fastläggas under lång tid men förutsättningen är att det råder oxiderande förhållanden.

Bildningen av svårösliga metallsulfider har länge ansetts vara den dominerande fastläggningsmekanismen för tungmetaller i deponier. Detta är förmodligen ofta fallet men mycket tyder på att det inte finns tillräckligt med svavel i deponin för att åstadkomma fastläggning av förekommande metaller. (Ecke och Lagerkvist 1993)

Metaller kan även bindas till humusämnen. Aulin et al (1997) anför följande:

- Humusämnen påträffas i första hand i lakvatten från äldre deponier
- Tillräckligt med humusämnen finns för att binda de flesta toxiska metaller i deponier
- Icke lösliga metallföreningar kan kvarhålla metaller i deponin
- Lösliga metallföreningar kan öka rörligheten hos metaller som kan passera med lakvattnet

3.3 Biologisk karakterisering

3.3.1 Allmänt

Genom omfattande kemiska analyser kan man med dagens teknik erhålla vida kunskaper om lakvattnets kemiska sammansättning och kännedom om enskilda ämnens bidrag till lakvattnets egenskaper kan i viss mån bedömas. En sammanfattande helhetsbedömning av ett lakvatten kan emellertid inte göras utifrån aldrig så noggranna och omfattande kemiska analysresultat, utan dessa måste kompletteras med en biologisk karakterisering d.v.s. med olika, till rådande förhållanden väl anpassade, toxicitetsmätningar. Dessa syftar till att dels komplettera de kemiska analyserna med kunskap om t.ex. akut toxicitet i olika avseenden men också till att ge kunskaper om mera långsiktiga miljöeffekter i den utnyttjade recipienten. Risken för synergism och interaktion mellan olika komponenter i ett så komplext medium som lakvatten är uppenbar (Öman et al 2000b).

Toxicitetsmätningar är av avgörande betydelse för bedömningen av ett lakvattnes miljöfarlighet bl a med tanke på den komplicerade och från deponi till deponi starkt varierande sammansättningen på lakvattnet. Förekomsten av ett visst grundämne kan vara avgörande för biologiska funktioner, men blir koncentrationen för hög kommer det istället att ha en toxisk verkan.

3.3.2 Akut, subakut och kronisk toxicitet

Toxicitetsmätningar kan omfatta akut toxicitet vilket innebär att man mäter dödlighet hos olika testorganismer eller annan säkert noterbar påverkan efter en relativt kort exponering på 24-96 timmar.

Subakut toxicitet mäts under en större del av en organisms livscykel och vid lägre koncentrationer av det aktuella ämnet. Vid dessa undersökningar mäts förändringar i tillväxt, fortplantning, m.m.

Kronisk toxicitet mäts under en hel livscykel eller under flera generationer och sjukdoms- eller skadetillstånd som kan påverka testorganismernas konkurrens- och överlevnadsförmåga noteras.

Bedömning av resultaten och framför allt jämförelser med andra mätningar försvåras av att en rad omgivande faktorer komplicerar sådana jämförelser. Generellt gäller för alla akvatiska system att organismer påverkas av pH, näringstillstånd, vattenhårdhet och salthalt. Ett lakvatten innehåller ett stort antal främst organiska ämnen i låga till mycket låga koncentrationer av vilka många är okända till sin sammansättning. Effekten av synergism och antagonism mellan dessa och andra ämnen är minst sagt svåröverblickbar.

För att uppnå någorlunda säkerhet bör tester göras i form av s.k. biologiska testbatterier med t.ex. planktonalger, kräftdjur och fisk, d.v.s. testorganismer på olika biologiska nivåer varvid en viss överrensstämmelse med någon i recipienten förekommande växt- eller djurgrupp bör eftersträvas, s.k. recipientanpassning. Den ekologiska relevansen, d.v.s. ett biotests möjlighet att prognostisera ekologiska effekter skall inte överskattas, eftersom det är helt omöjligt att under laboratorieförhållanden efterlikna de komplicerade förhållanden som råder i en recipient. Stora fördelar med standardiserade testmetoder är reproducerbarhet och jämförbarhet samt överkomliga kostnader.

Resultatet av olika akutttest anges antingen som LC_{50} , 96 h, d.v.s. den koncentration av t.ex. lakvatten som dödar 50 % av försöksdjuren efter 96 timmar eller som EC_{50} , 48 h vilket är den koncentration vid vilken en viss effekt t.ex. immobilisering, uppträder efter 48 timmars exponering. Självklart regleras för organismen avgörande villkor som t.ex. tillräcklig syretillgång för djur under hela testperioden i teststandard.

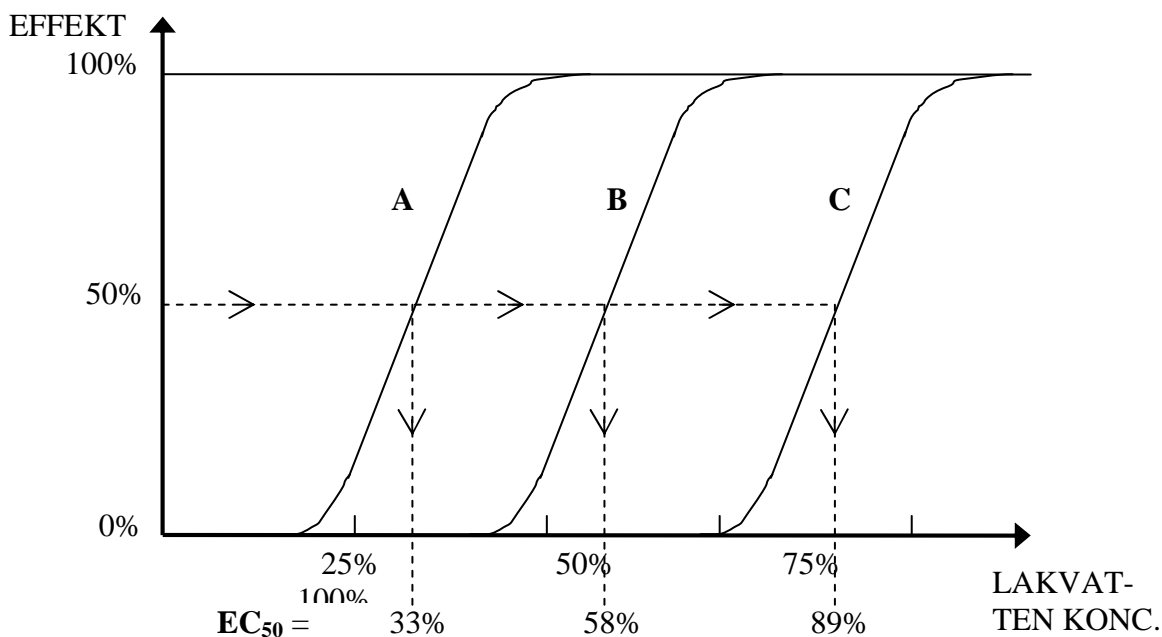


Diagram 4. A, B och C representerar lakvatten med olika toxicitet där A är mest toxicit. För A är EC_{50} 33 %, för B 58 % och för C 89 %. Det betyder t.ex. att vid 33 % koncentration av lakvatten A dör 50 % av försöksdjuren.

Subakut och kronisk toxicitet kan omfatta andra toxiska effekter som reproduktionsförändringar, tillväxtstörningar, beteenderubbningar m.m. som ej alltid är lätt mätbara och följaktligen svårare att standardisera och därmed också svårare att använda vid jämförelser. Resultaten uttryckes vanligen som lägsta observerade effektkoncentration, LOEC, och bör vara kompletterat med uppgifter om NOEC, d.v.s. den koncentration vid vilken ingen effekt observerats.

Känsligheten hos olika testorganismer kan variera kraftigt med olika lakvatten. (Naturvårdsverkets rapport 33702 1989.) Resultatet från 8 deponier kan sammanfattas sålunda och med känsligheten i avtagande ordning (Molander 2000);

alg *Selenastrum capricornutum* > kräftdjur *Ceriodaphnia dubia* > fisk *Brachydanio rerio* > högre växt *Lemna minor* > bakterie *Photobacterium phosphoreum* (Mikrotox).

I undersökningen varierade dock känsligheten starkt mellan olika organismer i de olika lakvattnen.

3.3.3 Standardiserade metoder

Standardiserade metoder bör väljas för större säkerhet och tillgång till stort referensmaterial samt lägre kostnad. Valet av organismer bör så långt möjligt anpassas till de fak-

tiska förhållandena i recipienten. I standarden för toxicitetstest föreskrives vanligen relativt snäva pH-intervall vilket vad beträffar lakvatten kan förorsaka speciella problem då pH ibland starkt avviker från standardförhållanden. Generellt gäller för protolyserande ämnen (ämnen som kan förekomma såväl som bas, syra eller i neutral form beroende på pH) att förhållandet mellan jonform och neutralform påverkas av pH. Toxiciteten är vanligen högre för neutralformen, jämför ammonium/ammoniak.

Tabell 5. Sammanställning av metoder för mätning av toxicitet (Molander 2000)

Typ av test	Allmän beskrivning
Microtox-test	Klassisk metod för att erhålla en allmän uppfattning om ett lakvattens akuta toxicitet. Den bygger på att luminiscensen hos en marin bakterie, <i>Photobacterium phosphoreum</i> störs av toxiska ämnen i lakvattnet. Är ej känsligt för höga kloridkoncentrationer. Reduktion av ljusintensitet som EC ₂₀ eller EC ₅₀ -värden efter 5, 15 eller 30 minuter
Ames test	Antalet tillbakamutationer (revertanter) mätes. Utgör ett mått på ev. mutagena egenskaper hos lakvatten
Nitrifikationshämmning	Man undersöker om provet orsakar hämning på nitrifikationen hos aktivt slam på <i>Nitrosomonas</i> och <i>Nitrobacter</i> . Betydelsefullt vid val av biologisk behandling. Höga ammoniumhalter, mer än ca 100 mg/l kan verka hämmande.
Tillväxthämning hos planktonalger som <i>Scenedesmus</i> , <i>Chlorella</i> , <i>Selenastrum</i>	Till standardiserat tillväxtmedium sätts en kultur av en grönalg och lakvatten i olika spädningar varefter tillväxten mäts efter 72 timmar. EC ₅₀ eller EC ₁₀ avseende tillväxt mot kontroll samt LOEC och NOEC
Tillväxthämning hos <i>Lemna minor</i>	OECD-standard under utarbetande för andmat, <i>Lemna minor</i> , kan fylla behov av en högre växt som är vanligt förekommande i många recipienter. Tål höga ammonium och saltkoncentrationer. Mycket stor geografisk spridning. Man mäter tillväxt av biomassa efter 7 dygn jämfört med kontroll avseende EC ₅₀ eller EC ₁₀ samt LOEC och NOEC
Bestämning av toxicitet med sebrafisk <i>Brachydanio rerio</i>	Man bestämmer akuttoxicitet, antalet döda respektive överlevande fiskar noteras efter 24, 48, 72 och 96 timmar. LC ₁₀ och LC ₅₀ anges för de olika tidsintervallen
Immobilitetstest med <i>Ceriodaphnia dubia</i> eller <i>Daphnia magna</i>	Bestämningen sker med olika arter av kräftdjur. <i>Daphnia magna</i> är mer salttolerant. Man brukar ange den koncentration av lakvatten som efter 24 eller 48 timmars exponering resulterar i att djuren upphör att röra sig. (immobiliseras) Akut toxicitet uttryckes som EC ₅₀ och EC ₁₀ för respektive tidsintervall
Biologiska nedbrytbarhetstest	Minskningen av mängden DOC (Dissolved Organic Carbon) mäts under 28 dagars mikrobiell nedbrytning.

Tabell 6. Översikt av pH och salthaltsintervall samt ungefärlig kostnad för några vanliga biotest. Källa: Huvudsakligen Naturvårdsverkets metodhandbok, Vatten 1993

Organism	Standard-beteckning	pH	Salthalt	Ungefärlig kostnad per test i kr år 2009
Bakterien <i>Photobacterium phosphoreum</i> (Mikrotox)	Miccrotox-manual 500	6,3-7.8	2 %	1500
Nitrifikationsbakterier <i>Nitrosomonas</i> och <i>Nitrobacter</i>				6500
Grönalger t ex <i>Selenastrum</i>	ISO 8692	6,5-7,5	sött-bräckt	7000
Andmat, <i>Lemna minor</i>	SNV rapport 3755	6,5	3 o/oo	4500
Kräftdjur, <i>Ceriodaphnia dubia</i>	SNV rapport 4035	6-8	1 o/oo	5500
Hinnkräfta, <i>Daphnia magna</i>	SS 02 81 80	7,6- 8	3 o/oo	6000
Kräftdjur, <i>Nitochra spinipes</i>	SS 02 81 06	6-8	3-25 o/oo	
Sebrafisk, <i>Brachydanio rerio</i>	SS 02 81 62	7,6- 8	<2 o/oo	25000
Lax, <i>Salmo</i> sp	SS 02 81 62	7,6- 8	>2 o/oo	11500

3.3.4 Toxicitet för tungmetaller

Generellt gäller att metallers toxicitet är beroende av förekomstform. Fria metalljoner är mest toxiska. En essentiell metall kan vid för hög koncentration verka toxiskt och toleransen för metallpåverkan kan ibland mellan olika närstående arter variera i mycket hög grad. Synergieffekter kan uppträda liksom antagonistiska effekter. (Öman et al 2000b)

Toxiciteten kan bl a anses bero på:

- Essentiella metaller byts ut mot toxiska i viktiga föreningar
- En toxisk metall blockerar ett enzym
- Formförändringar hos en biomolekyl

Tabell 7. Översikt av lägsta kända halt då biologisk effekt uppstår samt typ av effekt hos fisk, kräftdjur och alger exponerade för olika tungmetaller. Lägga märke till att toxicitetsvärde för samma art kan variera mycket beroende på t ex vattnets pH, hårdhet och temperatur. Metallens förekomstform kan vara avgörande för toxiciteten. LOEC= Den lägsta koncentration där specificerad effekt observeras. NOEC= Den högsta koncentration där angiven effekt inte observeras. LC₅₀= Den koncentration som orsakar 50 % dödlighet hos försöksorganismerna. EC₅₀= Den koncentration som ger angiven effekt hos 50 % av försöksorganismerna. MATC=Maximalt acceptabel toxisk koncentration, geometriskt medelvärde av NOEC och LOEC. Huvudsakliga källor: Kemikalieinspektionen, rapport No 1/98, No 12/95 i(Molander 2000)

Metall	Bio-ackumulerbar	Bio-magnifierbar	Toxicitet fisk	Toxicitet kräftdjur	Toxicitet alg
Arsenik	Ja	nej	100µg/l 15 % beteendestörning guldfisk	20 µg/l LOEC Reproduktionstest <i>Pontoporeia</i> Märkräfta	0,2 µg/l LOEC
Bly	Ja	nej	40 µg/l MATC Regnbåge	450 µg/l LC50 <i>Daphnia magna</i>	150 µg/l LC50 <i>Dunaliella</i>
Kadmium*	Ja	Ja *	0,5 µg/l Regnbåge tidiga stadier	0,17 µg/l LOEC <i>Daphnia m.</i> 16 % reprod. störning	0,1 µg/l tillväxt hämning Blågrönalg
Krom (total)	Ja	Nej	30 µg/l NOEC Regnbåge	10 µg/l LC50 <i>Daphnia sp.</i>	0,4 mg/l Inhib. tillväxt <i>Selenastrum sp.</i>
Koppar	Ja	Nej	20 µg/l LC50 Regnbåge	5 µg/l LC50 <i>Daphnia hyalina</i>	2 µg/l Inhib. tillväxt <i>Chlorella sp.</i>
Kvicksilver	Ja	Ja	16 µg/l EC50 kläckning Fundulos h.	2 µg/l LOEC <i>Artemia salina</i>	0,5 µg/l fotosyntess- törn marina alger
Nickel	Ja	Nej	0,03 mg/l NOEC Regnbåge larvstadiet	0,04 mg/l LOEC <i>Daphnia sp.</i>	0,005 mg/l Inhib. tillväxt <i>Microcystis sp.</i>
Zink	Ja	Nej	0,03 mg/l MATC Regnbåge tidiga stadier	0,0005 mg/l LOEC <i>Acartia Tonsa</i> copepod juvenil	0,03 mg/l LOEC tillväxt <i>Selenastrum sp.</i>

(* Kadmium eventuellt biomagnifierbart i vissa marina näringskedjor)

3.3.5 Toxicitet hos ammonium

Ämnen som förekommer i lakvatten och som ensamma under vissa omständigheter kan stå för en hög toxicitet utan att betraktas som toxiska i ordets djupare bemärkelse är t ex ammonium vars giftighet varierar med pH. I lakvattnet står ammonium i jämvikt med ammoniak. Vid $\text{pH} < 7$ förekommer i princip endast ammonium men ingen ammoniak. Om pH stiger ökar koncentrationen av ammoniak och vid $\text{pH} > 11$ förekommer i princip bara ammoniak. Det är den fria ammoniak som i första hand svarar för toxiciteten i lakvatten (Öman et al 2000b).

Ammonium i sig självt är inte toxiskt, det deltar i en rad biologiska kretslopp och är en viktig biokemisk metabolit. Toxiciteten beror uteslutande på den höga koncentrationen; ett förhållande som ytterligare framhävs vid stigande pH. Vissa toxicitetstester kan därför bli missvisande t ex immobilitetstester på *Daphnia* eller *Ceriodaphnia* eftersom den ingående halten av ammoniak är så hög att djuren dör direkt. Vid pH 7,5 och temperaturen 18°C är 1 % av ammoniumjonkoncentrationen ammoniak och redan vid koncentrationer av 0,53 mg ammoniak/l kan akut toxicitet uppträda hos t ex *Daphnia magna*. Detta betyder att vid ammoniumkoncentrationer över 53 mg/l och pH 7,5 råder akuttoxiska förhållanden för detta kräftdjur vilket försvårar bedömningen av toxicitetstest på *Daphnia*-arter avseende eventuella andra toxiskt verkande parametrar.

Ammoniak uppvisar hög akut eller subakut toxicitet för många vattenlevande organismer.

Fisk tycks generellt vara känsligare än ryggradslösa djur medan växtplankton och akvatiska kärlväxter intar en mellanställning. Ammoniak eller ammonium uppvisar ingen tendens till bioackumulation.

Tabell 8. Effekter av ammoniak på vattenlevande organismer. (Kemikalieinspektionen, rapport No 1/98, No 12/95 i Molander 2000)

Organism	Testtyp eller motsvarande	Typ av störning	Konc. av NH_3 i mg/l
Sötvattensalger		Tillväxt, fotosyntesreduktion	0,68-38
<i>Daphnia magna</i>	Akut toxicitet		0,53-4,94
Regnbågslax	LC_{50}		0,16-1,1
<i>Daphnia magna</i>	Kronisk toxicitet		0,304-0,527

Vägledande kriterier som är beroende av pH och temperatur har tagits fram för ammonium i Kanada. Kriterierna redovisas i Tabell 9.

Tabell 9 Kanadensiska vägledande kriterier för ammonium till skydd för akvatiskt liv. (mg/l) (CCME 2010)

Temp °C	pH							
	6	6,5	7	7,5	8	8,5	9	10
0	231	73,0	23,1	7,32	2,33	0,794	0,250	0,042
5	153	48,3	15,3	4,84	1,54	0,502	0,172	0,034
10	102	32,4	10,3	3,26	1,04	0,343	0,121	0,029
15	69,7	22,0	6,98	2,022	0,715	0,239	0,089	0,026
20	48,0	15,2	4,82	1,54	0,499	0,171	0,067	0,024
25	33,5	10,6	3,37	1,08	0,354	0,125	0,052	0,022
30	23,7	7,50	2,39	0,767	0,256	0,094	0,043	0,021

3.4 Jämförelser mellan lakvatten och andra typer av förorenade vatten

I jämförelse med andra typer av förorenade vatten i samhället har lakvatten ganska låga halter av t.ex. många tungmetaller och fosfor. Innehållet av kväve, organiskt material mätt som COD samt klorid är däremot högt. Det finns också risk för att deponerade behållare kan börja läcka och för att deponin kan innehålla organiska miljögifter som kan påverka yt- och grundvatten redan vid mycket låga koncentrationer. Skillnaderna mellan acidogent och metanogent lakvatten är dessutom som tidigare beskrivits stora. Eftersom äldre avfallsupplag präglas av metanogena förhållanden redovisas typiska värden för metanogent lakvatten i Tabell 10.

Tabell 10. Sammansättning av metanogent lakvatten för 10 svenska deponier, 1998-1999 (Molander 2000) samt från Öman et al. (2000). Värdena avser lakvatten från icke-farligt kommunalt avfall. Siffror inom parentes anger det antal värden från vilket medelvärdet beräknats.

Parameter	Medelvärde, Öman et al.(2000)	Medelvärde Molander (2000)	Intervall Öman et al. (2000)	Intervall Molander (2000)
pH	7,5 (11)	7,8 (10)	6,4-8,5	7,1-8,2
Konduktivitet mS/m	1210 (6)	377,5(10)	490-2730	162 -703
COD _{Cr} mg/l	760 (11)	507(10)	250-1300	185-1324
BOD ₇ mg/l	28 (10)	53,4(10)	4-110	12,6-204
Klorid mg/l	1730 (11)	410 (10)	360-4900	137-968
Ammonium-N mg/l	370 (11)	172(10)	93-870	16,5-424
Nitrat-N mg/l		1,2(9)		0,5-3,5
Nitrit-N mg/l		0,31 (8)		0,03-0,5
Total-N mg/l	360	176 (9)	98-860	33,2-398
Total-P mg/l	1,3	1,4 (10)	0,16-4	0,23-6,4
Järn mg/l	7,2	11,6 (10)	0,2-43	1,7-28
Mangan mg/l	1,2	1,7 (10)	0,18-5,2	0,66-4,7
Koppar µg/l	22	25,2 (10)	5,8-80	3,7-125
Kadmium µg/l	0,3	0,30 (9)	0,05-1,4	0,09-0,8
Kvicksilver µg/l	0,03	0,08 (10)	0,02-0,10	0,02-0,2
Krom µg/l	17	29,3 (10)	1,5-45	6,8-118
Nickel µg/l	30	30,7(9)	9,8-91	12,5-61
Kobolt µg/l	7,8	6,9(7)	1,7-21	2,8-11,6
Bly µg/l	4,9	4,7 (9)	0,6-15	1,3-12
Zink µg/l	63	105 (10)	16-340	30-305
Arsenik µg/l	3,8	6,7 (9)	?-11	2,3-16
BOD/COD	0,04	0,11 (10)	0-0,14	0,06-0,15

I Tabell 11 redovisas typiska värden för havsvatten, obehandlat kommunalt avloppsvatten, dagvatten, lakvatten från icke-farligt kommunalt avfall samt kriterier för dricksvatten.

Tabell 11. Tungmetaller i lakvatten från icke-farligt kommunalt avfall jämfört med andra typer av vatten. Efter Molander (2000).

Parameter	Havsvatten $\mu\text{g/l}$	Grundvatten $\mu\text{g/l}$ (1)	Obehandlat kom. avloppsvatten. $\mu\text{g/l}$	Dagvatten $\mu\text{g/l}$	Lakvatten $\mu\text{g/l}$	Dricksvatten tjänligt med anmärkning $\mu\text{g/l}$ (2)
Arsenik	2,6-30	1	-		6,7	10
Bly	0,03	1	30 (11,3)	30-120	4,7	10(otjänligt)
Kadmium	0,02	0,1	5 (0,7)	0,5-5	0,3	1
Koppar	0,9		300 (93)	30-190	25,2	200
Krom	0,05		10 (9,6)		29,3	-
Nickel	6,6		200 (13,9)		30,7	-
Zink	10	100	800 (243)	90-460	105	300

(1) Jämförvärden enligt bedömningsgrunder för grundvatten som grundar sig på 90 % percentilen av SGU:s databas (Naturvårdsverket 1999).

(2) Enligt SLVFS2001:30

3.5 Jämförelser av lakvatten med tillståndsbedömningar av grundvatten och med kanadensiska värden för ytvatten (akvatiskt liv)

I bilaga 1 redovisas halter i lakvatten (Öman et al 2000) och bedömning av tillstånd i grundvatten baserade på riktvärden för förorenade bensinstationer och hälsobaserade gränsvärden för dricksvatten enligt Naturvårdsverkets rapport 4918. Av jämförelserna framgår att de uppmätta medelvärdena, med undantag av selen, ligger inom ramen för mindre allvarligt tillstånd

I bilaga 1 har även en jämförelse gjorts mellan uppmätta halter i lakvatten (Öman et al 2000) och kanadensiska gränsvärden för akvatiskt liv (CCME 2007) Ämnen som kan förväntas förekomma i halter som kan betecknas som allvarliga eller mycket allvarliga är toluen, antracen, kadmium, bly och selen. Ämnen som i vissa fall har förekommit i höga halter är naftalen, fluoranten och pyren, bens(a)pyren, di(2-etylhexyl)ftalat, monoklorbensen, diklorfenol, nonylfenol samt metallerna krom, koppar och zink. Med undantag för toluen och selen skulle en utspädning av lakvattnet med ca 30 gånger medföra att riktvärdena innehölls.

Man måste komma ihåg att ovanstående jämförelse avser avfallsupplag med kommunalt avfall i drift och att lakvattnen som analyserats provtogs så koncentrerade som möjligt och innan några reaktioner skett i t.ex. lakvattendammar eller liknande. Provtagning och analyser utfördes i slutet av 90-talet vid deponier som varit i drift under en längre tid.

När det gäller lakvatten från gamla deponier kan man förvänta sig att föroreningarna har späts ut i viss grad. Samtidigt kan mera koncentrerade föroreningar utan föregående behandling ha deponerats i äldre deponier De flesta organiska ämnen har dessutom sannolikt brutits ned i betydande grad. Halveringstider För BTEX redovisas i tabell 12. Som framgår av tabellen är halveringstiden för toluen av storleksordningen någon månad och för övriga BTEX upp till något år.

Tabell 12. Mikrobiella halveringstider för BTEX i yt- och grundvatten (Howard m.fl., 1991 och ASTM, 1995). Obs, olika tidsenheter från referenserna.

Förening	Ytvatten aerobt, icke- acklimatiserade mikroorganis- mer, timmar. <i>Howard m. fl., 1991</i>	Grundvatten, aerobt, icke- acklimatisera- de mikroorga- nismen, timmar. <i>Howard m. fl., 1991</i>	Grundvatten, an- aerobt, ickeackli- matiserade mikro- organismer, timmar. <i>Howard m. fl., 1991</i>	Typiska värden, år. <i>ASTM (1995)</i>
Bensen	120-384	240	17280	0,02 – 2,0
Toluen	96-528	168	672	0,02 – 0,17
Etylbensen	72-240	144	5472	0,016 – 0,62
o-Xylen	168-672	336	8640	0,038 – 1
m-Xylen	168-672	336	8640	0,038 – 1
p-Xylen	168-672	336	8640	0,038 – 1

4 GASBILDNING

Deponigas består huvudsakligen av metan och koldioxid. Vissa mindre mängder av väte, kväve och svavelväte kan också förekomma. Gasen är brännbar och vid vissa blandningsförhållanden med syre eller luft explosiv. Gasproduktionen är snabbast i lätt nedbrytbara material, t ex. hushållsavfall, fett, m.m. Gasproduktionen gynnas också om materialet är finare fördelat så att bakterierna får stora angreppsytor. Nedbrytningen av cellulosa är långsammare och större stycken av trä kan ta mycket lång tid att bryta ned, d.v.s. gasbildningen kan i sådana fall pågå med låg intensitet under mycket lång tid.

En deponi kan ha tillförts lättflyktiga organiska föreningar, VOC:er. Dessa kan innebära att ämnena lämnar deponin i gasform vilket innebär hälsorisker. I det här kapitlet beskrivs i första hand den gasbildning som äger rum vid nedbrytning av organiskt avfall, deponigas.

4.1 Beräkningar av deponigasbildning

Principerna för gasbildning har beskrivits i kapitel 4. Återigen förtjänas att framhålla en deponis heterogena förhållanden. Dessa kan innebära att gasbildning förekommer inom vissa delar av deponin men inte inom andra. Framförallt kan gasbildningen hämmas eller utebli i torrt avfall. Det innebär också att gasbildningen kan förändras om förhållandena på platsen ändras. Grävning eller omblandning av avfall kan medföra att tidigare torrt material börjar brytas ned. Täckning kan förväntas ge torrare avfall med mindre gasproduktion.

Det finns ett flertal olika formler för att beräkna gasproduktion. Oftast antas gasproduktionen avta exponentiellt. En vanligen använd formel är enligt Lagerkvist (2003):

$$G_a = G_e (1 - e^{-ka})$$

Där

G_a = ackumulerad gasmängd fram till år a (normalkubikmeter per ton)

G_e =Gaspotential (Normalkubikmeter per ton)

k=nedbrytningskonstant= $\ln(2)$ /halveringstiden (1/tidsenhet)

a=antal år

$$G_e = 1,861 C_0 * (0,014T + 0,28)$$

Där

C_0 innehåll av an nedbrytbart kol i avfallet (kg/ton)

T=temperaturen i deponin ($^{\circ}\text{C}$)

Gasproduktionen per ton ett visst år kan beräknas som

$$G'_a = kG_e e^{-ka}$$

En annan vanlig formel för gasproduktion är:

$$Q = l_0 R (e^{-ke} - e^{-kt})$$

Där

Q=metangasproduktion (kubikmeter per år)
 L₀=Metanbildningspotential (kubikmeter per ton)
 R=genomsnittlig deponering (ton per år)
 k=nedbrytningskonstant (1/år)
 c=tid sedan deponins stängning (år)
 t=tid sedan deponins start (år)

Några halveringstider och motsvarande nedbrytningskonstanter ges i Tabell 13.

Tabell 13. Halveringstider och nedbrytningskonstanter efter Lagerkvist (2003)

Nedbrytnings-hastighet	Exempel på avfall	Halveringstid (år)	K (1/år)
Snabb	matavfall	2-3	0,347-0,231
Medel	papper	7-10	0,099-0,069
Långsam	Textil, läder, trä	15-30	0,046-0,023

Som synes tar inte beräkningarna hänsyn till lokala förhållanden. De kan användas för överslagsmässiga beräkningar. För enskilda deponier måste resultaten bedömas som mycket osäkra.

4.2 Mätning av deponigas

Det finns ett flertal sätt att mäta metangasemissioner. Gasflödet ur en deponi påverkas av många faktorer, däribland lufttrycksförändringar, vind- och temperaturförhållanden. Gasflödet är inte jämt fördelat över deponins yta. På vissa ställen, så kallade "hot spots" kan gasflödet vara mycket stort till följd av t.ex. sprickor, håligheter eller andra ojämnheter i täckningen. Gasavgången är dessutom inte konstant. Det finns en tendens att gastryck byggs upp på olika ställen i deponin och gasen avges som "puffar". Dessa förhållanden måste beaktas när resultaten värderas. Nedan följer beskrivningar av ett antal mätmetoder hämtade från Gunnarsson et al. (2005)

4.2.1 Statiska kammare

En behållare (i praktiken en plastburk) trycks ned i en deponiyta. Genom ett membran som anbringats på behållaren sticks en kanyl in och gasen i behållaren provtas i glasampuller enligt ett visst tidsschema. Metankoncentrationerna i ampullerna mäts på laboratorium. Med hjälp av ökningen av metangaskoncentrationen och med kunskap om behållarens dimensioner kan flödet genom deponiytan beräknas.

Metoden innebär att emissionen mäts punktvis och ett flertal punkter som kan anses vara representativa för större områden måste mätas. Det är ändå svårt att veta om mätningarna blir representativa. "Hot spots" kan vara avgörande för gasemissionernas storlek. Resultaten av mätningarna blir därför ganska osäkra.

4.2.2 Spårgasmetoden TCT (Time Correlation Tracer)

Här kombineras FTIR spektroskopi (Fouriertransformerad infraröd absorptionsspektroskopi) med en spårgas av känt flöde som släpps ut på bestämda platser. Man antar att spårgasen sprider sig i luften på samma sätt som det ämne man ämnar mäta. Ur förhållandet mellan koncentrationerna av metangasen och spårgasen kan emissionen beräknas. Metoden har använts för mätning av metangas vid flera deponier. Spårgasmetoden används i kombination med provtagning. Proven kan analyseras med olika tekniker som t ex gaskromatografi (GC). Den mäter då emissioner punktvis, vilket gör att provtagningsställena måste väljas med omsorg. För att få en heltäckande bild av emissionerna måste ett stort antal mätningar utföras.

4.2.3 SOF-metoden

En annan metod är den så kallade SOF-metoden (Solar Occultation Flux). Metoden baseras på FTIR-tekniken. Solen används som ljuskälla och genom en spegelanordning riktas ljusstrålningen från solen hela tiden mot mätinstrumentet. En FTIR-spektrometer registrerar spektret av infallande ljus. Genom att mäta hur solljuset absorberas i olika bestämda våglängder kan medelkoncentrationen av metan mellan instrumentet och solen beräknas. Samtidigt kan koncentrationerna av en spårgas mätas. Data som genereras kan användas för att beräkna emissionen över ett helt område i stället för i en punkt. Spektroskopin kombineras med vindmätningar som ger flödet av de emitterade ämnena. Hela instrumenteringen är monterad på en bil och körs tvärs vindriktningen på läsidan av deponin. SOF metoden har använts för mätningar av föroreningar i luft kring raffinaderier och även för mätning av metangas från deponier. Emissionerna uppges kunna mätas med en noggrannhet av plus +/- minus 15-25 %. Kostnaderna för att mäta en deponi uppskattas till mellan 50 000 och 100 000 kr. Utrustningen kan även köras omkring inom ett deponiområde för att lokalisera områden för hot spots.

4.2.4 Läcksökare

De mätmetoder som är beskrivna ovan ger en uppskattning av den totala emissionen från en anläggning, och ibland även en antydning om de största emissionskällorna. Läcksökning kring dessa platser kan bekräfta var emissionerna inträffar och även ge information om hur emissionen kan minskas. Oftast kan de dock inte användas för en exakt kvantifiering, utan utgör istället ett värdefullt komplement till andra mätningar. Det finns ett antal läcksökningsmetoder, som används frekvent vid bland annat täthetsprovningar.

Traditionell läcksökning har i första hand haft som syfte att upptäcka större läckage som kan medföra risker för arbetsmiljö eller personskada. Detektionsgränserna är därför oftast anpassade för detta syfte. Läcksökning för att minska miljökadliga emissioner ställer nya krav på noggrannhet som traditionella läcksökningsinstrument kan ha svårt att leva upp till. Nedan presenteras några olika typer av läcksökare:

Läcksökare av typen halvledare

Halvledarsensorer kan användas till över 150 olika gaser. Sensorn kan skilja sig åt både i uppbyggnad och kvalitet, beroende på leverantör och vilken gas som mäts. Sensorn består av en eller en blandning av metalloxider på en glaskropp eller ett bleck. Ett vär-

melement används för att hetta upp sensorn till en specifik temperatur eftersom gasernas känslighet är temperaturberoende och olika från gas till gas. När sensorn utsätts för gas medverkar metalloxygen till att gasen joniseras, vilket innebär att elektroner kommer i rörelse. Två olika elektroder är inbäddade i metalloxygen för att mäta en konduktivitetsförändring. Konduktivitetsförändringen uppstår när gas når sensorn och mäts som en spänningssignal, ju mer gas desto större signal ger sensorn.

Läcksökare av typen katalytisk förbränning

Katalytiska sensorer används för att detektera brännbara gaser, såsom t.ex. metan, propan eller andra kolväten. Det är ett bärbart, kommersiellt tillgängligt instrument vars mätmetod utvecklades på 1950-talet. Den elektriska grundfunktionen är en så kallad Wheatstone-brygga, som är i balans när instrumentet är nollkalibrerat. När en blandning av brännbar gas och luft kommer i kontakt med mätsensorn, som består av en uppvärmd spiraltråd, oxiderar gasen på den heta tråden och värmer upp denna ytterligare. Genom den förhöjda temperaturen ökar motståndet i spiralen. Ändringen av motstånd påverkar strömmen genom bryggan och denna strömförändring är ett mått på gas/luftblandningens koncentration, som visas på en display

Laser pointer

Instrumentet Laser Pointer är ett portabelt läcksökningsinstrument som är baserat på laserdiodteknik. En laserstråle, som kan ställas in efter ett ämnes specifika emissionsvåglängd sänds genom en gas varvid karakteristiska absorptionslinjer uppstår. Instrumentet är mycket känsligt för även små mängder metan på ppb-nivå. Det är bärbart och användbart för mikrometeorologiska metoder. Instrumentet finns idag endast som prototyp. En stor fördel med Laser Pointern är att man kan göra mätningar på avstånd upp till 30 meter. Det betyder att man kan "skanna av" ett större område efter läckage och därefter söka sig närmare utsläppspunkten. Instrumentet är i första hand lämpligt för att spåra läckage, inte för att mäta de totala emissionerna från en deponi

4.3 Risker förknippade med gasbildning

Här tas främst de risker upp som är förknippade med den metangas som bildas vid nedbrytning av organiskt avfall. Som tidigare nämnts kan deponin dessutom ha tillförts VOC:er.

Utomhus, i det fria, bedöms deponigas inte utgöra någon risk för människors hälsa. Exempelvis anses inga särskilda skyddsåtgärder behöva vidtas för personal på deponier.

Vid slutna utrymmen finns framförallt två riskmoment:

- Explosionsrisk
- Kvävning

En hög gasproduktion ökar givetvis riskerna, men man kan inte bortse från risker även vid måttlig eller låg gasproduktion. Gas kan under lång tid ansamlas i slutna utrymmen och resultera i explosion eller kvävning.

Gas transporteras där motståndet är minst. Speciell uppmärksamhet måste därför ägnas dräneringar för husgrunder och ledningar. Gasen kan transporteras såväl i en ledning

som i kringliggande ledningsgrav. Detta har lett till explosioner vid deponier och även incidenter med kvävning. För att illustrera riskerna ges nedan några exempel:

- En mindre förrådsbyggnad i anslutning till en nedlagd deponi innehöll en vattencistern med bräddavlopp anslutet till en ledning för transport av lakvatten. Efter en tids avbrott i verksamheten torkade bräddavloppets vattenlås ut så att deponigas läckte in i byggnaden. Gasen exploderade i samband med att förrådet åter togs i bruk. En person omkom.
- I en pumpstation för lakvatten var en nivåvippa ur funktion. Nivån sänktes under det normala och gas läckte in i pumpstationen. Gnistbildning i den elektriska utrustningen bedömdes vara den utlösande faktorn. Explosionen blev kraftig. Ståldörr och karm blåstes bort. Lyckligtvis skedde olyckan nattetid och ingen människa kom till skada. Samtliga pumpstationer vid anläggningen har nu försetts med gasvarnare.
- Vid provtagning av lakvatten i en nedstigningsbrunn var en person nära att förlora medvetandet och hade förmodligen inte överlevt om hon varit ensam. Därefter har säkerhetsrutiner vidtagits. Helst ska nedstigning i brunnar inte ske över huvudet och om det skall ske skall utrymmet vädras, och kontrolleras med gasvarnare. Ensamarbete är inte tillåtet.

Om organiskt avfall deponerats i en deponi förekommer i princip alltid gasbildning i större eller mindre omfattning vilket betyder risker för gasolyckor i byggnader eller anläggningar om sådana finns inom, eller i anslutning till, området. Dessa kan i regel minskas genom olika åtgärder men går sällan att elimineras helt om inte det nedbrytbara materialet grävs bort.

Riskerna bedöms så allvarliga att uppförande av bebyggelse och andra installationer inte bör utföras inom deponiområdet om inte gasbildande material grävs ur. Om avfallet skall ligga kvar bör spridningsvägarna för gasen skäras av. Ledningsdragning genom området bör undvikas. Om det ändå måste genomföras bör spridningsvägarna skäras av t.ex. med vattenlås i ledningarna och tätning av ledningsgravarna där ledningarna passerar in och ut genom området. Speciell uppmärksamhet bör ägnas åt skyddsror för elledning. Nedstigningsbrunnar bör förses med lock av sådant slag att inte barn eller vuxna av nyfikenhet kan klättra ned i dem. Eventuella pumpstationer eller andra slutna utrymmen bör förses med gasvarnare. Rutiner för underhållsarbeten, m.m. bör utarbetas och även rutiner så att kunskaperna nu och i framtiden når ut till berörd personal.

Man bör observera att riskerna kan öka när en deponi täcks. Den gas som tidigare kunde avgå till atmosfären kan efter täckningen tvingas ta andra vägar, t.ex. via ledningar eller ledningsgravar. Sådana förändrade förhållanden bör vägas in vid en riskbedömning och kompletterande åtgärder kan behövas för att minska riskerna.

Metan är även en växthusgas. Dess inverkan på växthuseffekten minskar långsamt allteftersom den bryts ned. Inverkan på växthuseffekten anses idag vara ca 25 gånger så stor som koldioxidens räknat i ett hundraårsperspektiv. Den bör därför samlas in och nyttiggöras. Om den inte kan nyttiggöras bör den facklas av för att minska dess tillskott till växthuseffekten. Behovet bör dock grundas på en skälighetsbedömning.

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
Avdelning markmiljö

.....
Thomas Rihm
Uppdragsledare

.....
Mikael Stark
Granskare

5 REFERENSER

Aulin, C; Bozkurt,L; Neretniks, i (1997) The influence of humic substances on the long term mobility of toxic metals. Proceedings Sardinia 1997.

Avfall Sverige (2008): Miljökonsekvensanalys av Naturvårdsverkets förslag till kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Avfall Sverige rapport F2008:04

CCME (2007): Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life, Summary table update 7.1, december 2007. Canadian Council of ministers of the Environment 2007.

CCME 2010: Canadian water guidelines for the protection of aquatic life. Factsheet Ammonia. Revised 2010.

Flyhammar, P (1997): Heavy metals in municipal solid waste deposits. AFR-report 169,1997.

Gunnarsson, Ingemar; von Hoffman, Viktoria; Holmgren, Magnus; Kristensson, Ingemar; Liljemark, Stefan; Pettersson, Anna; Lindow, Leif, (2005): Metoder att mäta och reducera emissioner från system med rötning och uppgradering av biogas. RVF Utveckling rapport 2005:7.

Howard P., Boetling R., Jarvis W., Meylan W., Michalenko E., 1991. Handbook of environmental degradation rates. Lewis Publ., Inc. ISBN 0-87371-358-3.

Kylefors,K; Lagerkvist, A. (1996). Kompendium i upplagsteknik, Tekniska Högskolan i Luleå.

Kylefors, K. (1997) Landfill Leachate Management. The Landfill Group 1997:16, Luleå Tekniska Universitet.

Lagerkvist, A. (editor) 2003. Landfill Technology. Luleå University of Thecnology, 2003:15.

Molander, Leif, (2000): Metoder för lakvattenbehandling, RVF:s utvecklingsatsning för deponering, Rapport nr 6, 2000.

Naturvårdsverket (1999): Metodik för inventering av förorenade områden. Naturvårdsverkets rapport 4918.

Naturvårdsverket (1999 b) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Grundvatten. Naturvårdsverket rapport 4915.

Naturvårdsverket (2004): Deponering av avfall. Handbok 2004:2 med allmänna råd till förordningen (2001:512) om deponering av avfall och till 15 kap. 34 § miljöbalken (1998:808).

Naturvårdsverket (2009) Naturvårdsverkets hemsida.

Naturvårdsverket (2010): Återvinning av avfall i anläggningsarbeten, Handbok 2010:1, februari 2010.

Rihm, Thomas; Svedberg, Bo; Eriksson, Maria; Rogbeck, Yvonne (2009): Alternativa konstruktionsmaterial på deponier. Avfall Sverige rapport U 2009:08 2009. Rapporten finns också publicerad i Värmeforsks rapportserie (rapport 1097).

Öman, Cecilia (1991): Omvandlingsfaser i ett kommunalt avfallsupplag. IVL publikation B-1017, 1991.

Öman, Cecilia; Malmberg, Marianne; Wolf-Watz, Camilla (2000) Handbok för lakvattenbedömning – Metodik för karaktärisering av lakvatten från avfallsupplag. RVF rapport 00:7, (IVL publikation B1354)

Öman, Cecilia; Malmberg, Marianne; Wolf-Watz, Camilla, (2000b): Utveckling av metoder för karaktärisering av lakvatten från avfallsupplag. RVF Utvecklingsatsning för deponering, rapport 3:2000r, (IVL publikation B1353)

Östman, Monica (2008) Ageing Landfills – Development and Processes. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala.

6 BILAGA 1 ORDLISTA

acetogen: ättikssyrabildande

acetotrof: ättikssyraförbrukande

acidogen: syrabildande

aerob: med tillgång till syre

aktiv fas: den period som sträcker sig från första tillfället då avfall tas emot vid en deponi till dess deponeringen upphört och aktiva åtgärder för kontroll och utsläppsbegränsning inte längre behövs. Den aktiva fasen innefattar både driftfas och efterbehandlingsfas.

anaerob: utan tillgång till syre

avfall: varje föremål, ämne eller substans som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med.

avslutad deponi: deponi där sluttäckningen inspekterats och godkänts av tillsynsmyndigheten, eller en deponi där verksamhetsutövaren före den 16 juli 2001 vidtagit samtliga åtgärder för avslutning (t.ex. kompaktering, sluttäckning m.m.) som krävts enligt tillstånd eller annat beslut som meddelats före den tidpunkten. Även i de fall sådana åtgärder inte krävts och deponering inte skett efter den 15 juli 2001, bör deponin anses vara avslutad.

biologiskt nedbrytbart avfall: allt avfall som kan brytas ned utan tillgång till syre (anaerobt) eller med tillgång till syre (aerobt).

BOD: Biological Oxygen Demand. Syre som åtgår vid biologisk nedbrytning. Vanligen avses BOD₇ men t.ex. BOD₂₈ förekommer också. Siffrorna efter BOD anger hur många dygn som nedbrytningsprocesserna pågått. Vid längre tider hinners mera av svårare nedbrytbart material brytas ned vilket resulterar i högre BOD-värden

bortskaffande av avfall: förfaranden som anges i bilaga 5 till avfallsförordningen, i regel avses deponering.

brännbart avfall: sådant avfall som brinner utan energitillskott efter det att förbränningsprocessen startat,

COD: Chemical Oxygen Demand. syre som åtgår vid oxidation med ett starkt oxidationsmedel, vanligen kaliumdikromat.

denitrifikation: anaerob process där nitrat med hjälp av bakterier omvandlas till kvävgas

deponering: bortskaffningsförfarande som innebär att avfall läggs på en deponi.

deponi: upplagsplats för avfall. Som deponi anses dock inte en plats eller anläggning där avfall

1. omlastas för att beredas för vidare transport till en annan plats där det skall återvinnas, behandlas eller bortskaffas,

2. lagras innan det återvinns eller behandlas, om lagringen sker för en kortare period än tre år, eller

3. lagras innan det bortskaffas, om lagringen sker för en kortare period än ett år.

deponigas: gas som genereras från det deponerade avfallet. Deponigas består till övervägande delen av metan och koldioxid och är explosiv vid vissa blandningar med luft. Deponigasen bidrar till växthuseffekten.

dermal: via hudkontakt

driftfas: del av den aktiva fasen som omfattar tiden från första tillfället då avfall tas emot vid en deponi fram till dess att deponin är sluttäckt.

efterbehandlingsfas: del av den aktiva fasen som omfattar tiden för aktiva åtgärder för utsläppsbegränsning och kontroll efter driftfasen.

evapotranspiration: summan av avdunstning från mark (evaporation) och växtlighetens transpiration samt direkt avdunstning från den nederbörd som hamnar på olika växtytor (interception).

exoterm reaktion: reaktion som avger energi, vanligen i form av värme.

fakultativt anaeroba bakterier: Bakterier som kan utnyttja t.ex. nitrat istället för syre vid sin metabolism.

farligt avfall: sådant avfall som är markerat med en asterisk (*) i bilaga 2 till avfallsförordningen eller annat avfall som har en eller flera av de egenskaper som anges i bilaga 3 till avfallsförordningen

flytande avfall: allt avfall i flytande form, inbegripet spillvatten men med undantag för slam.

geologisk barriär: Jord- eller berglager med egenskaper som förhindrar, bryter ned, fastlägger eller fördröjer transporten av ämnen och föreningar från en deponi till en mottagare (recipient).

hydrogenotrof: väteförbrukande

hydrolys: kemisk reaktion vid vilken en bindning bryts genom reaktion med vatten

lakvatten: vätska som efter att ha varit i kontakt med avfallet lämnar en deponi eller som innehålls i en deponi.

metabolism: ämnesomsättning

metabolit: restprodukt från ämnesomsättning

metanogen: metanbildande

metanogent lakvatten: lakvatten som bildas i en deponi som är i en stabil metanbildningsfas. Lakvatten från äldre deponier som innehåller biologiskt nedbrytbart avfall är vanligen metanogent

nedlagd deponi: Deponi som inte längre tillförs avfall för deponering.

nitrifikation: aerob process där ammonium oxideras till nitrat

oral: via munnen

organiskt avfall: sådant avfall som innehåller organiskt kol, exempelvis biologiskt avfall och plastavfall,

perkolerar: efter infiltration röra sig nedåt genom t.ex. jord eller avfall.

preventiv åtgärd: åtgärd som syftar till att motverka eller förhindra att en skada eller olägenhet uppkommer eller att skadan förvärras

polymer: kemisk förening som består av mycket långa kedjor, t.ex. cellulosa

reperativ åtgärd: åtgärd som syftar till att avhjälpa olägenheter av en skada som redan skett

sluttäckning: samlande term för en permanent övertäckning som kan bestå av utjämningskikt, avjämningskikt, tätskikt, dräneringsskikt och skyddsskikt.

TOC: Total Organic Carbon. Totalt organiskt kol

VFA: volatile fatty acids (flyktiga fettsyror)

7 BILAGA 2 JÄMFÖRELSE MELLAN LAKVATTEN OCH TILLSTÅND I GRUNDVATTEN OCH YTVATTEN

Jämförelser mellan halter i lakvatten (Öman et al 2000) och indelning av tillstånd för förorenat grundvatten baserat på riktvärden för förorenade bensinstationer enligt Naturvårdsverkets rapport 4918, bilaga 4, tabell 2.

Ämne	Maximalt uppmätt	Medelvärde	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Opolära alifatiska kolväten	Ej detekterbart		<100	100-300	300-1000	>1000
Totalt extraherbara aromater	0,4		<100	100-300	300-1000	>1000
Bensen	24	1,7	<10	10-30	30-100	>100
Toluen	590	24	<60	60-180	180-600	>600
Etylbensen	280	12	<20	20-60	60-200	>200
Xylen	170	14	200	200-600	600-2000	>200
Cancerogena PAH	0,45	0,03	<0,2	0,2-0,6	0,6-2	>2
Övriga PAH	43	3,6	<10	10-30	30-100	>100
MTBE			<50	50-150	150-500	>500
Bly	15	4,9	<10	10-30	30-100	>30
1,2 Diklore-tan	Ej detekterbart		<30	30-90	90-300	>300
1,2 Di-brommetan	Ej analyserat		<1	1-3	3-10	>10

Maximalt uppmätta värden som överskrider gränsen för mindre allvarligt har gråmarkerats.

Jämförelser mellan halter i lakvatten (Öman et al. 2000) och indelning i tillstånd baserat på hälsobaserade gränsvärden för dricksvatten enligt Naturvårdsverkets rapport 4918, bilaga 4 tabell 3.

Ämne	Maximalt uppmätt	Medelvärde	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Koppar	80	22	<2000	2000-6000	6000-20000	>20000
Antimon	1,7	0,74	<10	10-30	30-100	>100
Arsenik	11	3,8	<50	50-150	150-500	>500
Bly	15	4,9	<10	10-30	30-100	>100
Cyanid			<50	50-150	150-500	>500
Kadmium	1,4	0,3	<5	5-15	15-50	>50
Krom	45	17	<50	50-150	150-500	>500
Kvicksilver	0,1	0,029	<1	1-3	3-10	>10
Nickel	91	30	<50	50-150	150-500	>500
Selen	110	36	<10	10-30	30-100	>100
Silver	0,11	0,055	<10	10-30	30-150	>150

Maximalt uppmätta värden som överskrider gränsen för mindre allvarligt har gråmarkerats.

Medelvärden som överskrider gränsen för mindre allvarligt har rödmarkerats.

Jämförelse mellan lakvatten (Öman et al. 2000) och kanadensiska riktvärden till skydd mot akvatiskt liv (CCME 207)

Lakvatten	Enhet	Öman et al 2000 Max	Öman et al. 2000 Medel	Kanada CCME 2007	Max/CCME	Medel/CCME
0						
Allmän karaktärisering						
pH (labb)		8,5	7,5			
Konduktivitet	mS/m	2730	1210			
Temp vatten	c	25	16			
Temp luft	c	14	4			
Suspenderat material	mg/l	210	53			
Glödningsresr	mg/l	160	41			
BOD(7)	mg O2/l	110	28			
COD (Cr)	mg O2/l	1300	760			
BOD/COD		0,14	0,04			
TOC	mg/l	490	260			
DOC (0,45 um)	mg/l	460	250			
POC	mg/l	20	10			
DOC/TOC	%	100	95			
POC/TOC	%	36	8,1			
Salinitet	promille	19	8,3			
Klorid (Cl-)	mg/l	4900	1730			
Sulfat	mg/l	460	180			
Fluorid	mg/l	12	11			
Vätekarbonat	mg/l	5100	2800			
Ammonium N	mg/l	870	370			
Kjeldahl N	mg/l	860	370			
Nitrit+nitrat N	mg/l	35	6,7	13	2,69	0,52
N Totalt	mg/l	860	360			
N Ammonium / N tot	%	110	82			
P-fosfat	mg/l	3,5	1,1			
P Totalt	mg/l	4	1,3			
Organiska summaparametrar						
Opolära alifater	mg/l	<	0			
Totalt extraherbara alifatermg/l	mg/l	5,4	1,6			
Totalt extraherbara aromater	mg/l	0,4	0			
EGOM	mg/l	10	2,2			
EOX	mg/l	0,03	0,009			
Organiska föreningar						
Flyktiga klorerade kolväten						
Diklormetan	mg/l	0,0011	0			
1,1-Diklormetan	mg/l	0,004	0,0002			
1,2-Diklormetan	mg/l	0	0			
trans-1,2-Diklormetan	mg/l	0,0006	0			

cis-1,2-Diklormetan	mg/l	0,02	0,0008			
1,2-Diklorpropan	mg/l	0,02	0,0011			
Triklormetan	mg/l	0,0006	0	0,0018	0,33	0,00
Tetraklormetan	mg/l	0,0095	0,0003			
1,1,1-trikloreten	mg/l	<	0			
1,1,2-trikloreten	mg/l	<	0			
Trikloretan	mg/l	0,0013	0			
Tetrakloretan	mg/l	<	0			
0	0	0	0			
Monocykliska kolväten		0	0			
Bensen	mg/l	0,024	0,0017	0,37	0,06	0,00
Toluen	mg/l	0,59	0,024	0,002	295,00	12,00
Etylbensen	mg/l	0,28	0,012	0,09	3,11	0,13
Summa Xylener	mg/l	0,17	0,014			
Summa aromater	mg/l	0,19	0,016			
0	0	0	0			
Fenol, Kresol, Alkylfenol		0	0			
Fenol	mg/l	0,001	0			
Kresol	mg/l	0,012	0,0007			
Summa ytterligare alkylfenoler	mg/l	0,3	0,0047			
0	0	0	0			
Polycykliska kolväten		0	0			
Naftalen	mg/l	0,033	0,0022	0,0011	30,00	2,00
Acenaftylen	mg/l	0,0018	0,0001			
Acenaften	mg/l	0,0013	0,00026	0,0058	0,22	0,04
Fluoren	mg/l	0,0025	0,00039	0,003	0,83	0,13
Fenantren	mg/l	0,0027	0,00052	0,0004	6,75	1,30
Antracen	mg/l	0,0003	0,00004	0,000012	25,00	3,33
Fluoranten	mg/l	0,00087	0,00009	0,00004	21,75	2,25
Pyren	mg/l	0,0005	0,00005	0,000025	20,00	2,00
Bens(a)antracen	mg/l	0,00007	0			
Krysen	mg/l	0,00008	0,00001			
Bens(b)fluoranten	mg/l	0,00015	0,00001			
Bens(k)fluoranten	mg/l	0,00005	0			
Bens(a)pyren	mg/l	0,00007	0,00001	0,000015	4,67	0,67
Dibenso(ah)antracen	mg/l	<	0			
Benso(ghi)perylene	mg/l	0,00009	0,00001			
Indeno(123cd)pyren	mg/l	0,00003	0			
summa 16 PAH	mg/l	0,011	0,0029			
0	0	0	0			
Ftalater		0	0			
Dimetyftalat	mg/l	<	0			
Dietyftalat	mg/l	0,005	0,001			
Di-n-propylftalat	mg/l	<	0			
Di-isobutylftalat	mg/l	0,003	0,0003			
Di-n-butylftalat	mg/l	0,004	0,0002	0,019	0,21	0,01
Di-pentylftalat	mg/l	<	0			
Butylbensylftalat	mg/l	0,003	0,0002			

Di(2-etylhexyl)ftalat	mg/l	0,1		0,011	0,016	6,25	0,69
Di-cyklohexylftalat	mg/l	<		0			
	0	0		0			
Klorbensener		0		0			
Monoklorbensen	mg/l	0,0083		0,00051	0,0013	6,38	0,39
1,2-Diklorbensen	mg/l	0,0015		0,00016	0,0007	2,14	0,23
1,3-Diklorbensen	mg/l	0,0002		0,00003	0,15	0,00	0,00
1,4-Diklorbensen	mg/l	0,0046		0,00041	0,026	0,18	0,02
1,2,3-Triklorbensen	mg/l	0,00006		0	0,008	0,01	0,00
1,2,4-Triklorbensen	mg/l	0,00008		0,00001	0,24	0,00	0,00
1,3,5-Triklorbensen	mg/l	0,00006		0			
1,2,3,4-Tetraklorbensen	mg/l	0,00005	d	0	0,00018	0,28	0,00
1,2,3,5-Tetraklorbensen	mg/l	0,00005	d	0			
1,2,4,5-Tetraklorbensen	mg/l	0,00005	d	0			
Pentaklorbensen	mg/l	0,00005	d	0	0,006	0,01	0,00
Hexaklorbensen	mg/l	0,00005	d	0			
Summa klorbensener	mg/l	0,0039		0,00079			
	0	0		0			
Klorfenoler		0		0			
2-Monoklorfenol	mg/l	0,0001	d	0		0,01	0,00
3-Monoklorfenol	mg/l	0,0096		0,00057			
4-Monoklorfenol	mg/l	<		0	0,007		
2,6-Diklorfenol	mg/l	0,0008		0,00005		4,00	0,25
2,4+2,5-Diklorfenol	mg/l	0,0016		0,0002			
2,3-Diklorfenol	mg/l	0,00001		0			
3,4-Diklorfenol	mg/l	0,0043		0,00028			
3,5-Diklorfenol	mg/l	0,023		0,0013	0,0002		
2,4,6-Triklorfenol	mg/l	0,00008		0,00002		0,00	0,00
2,3,6-Triklorfenol	mg/l	0,00002		0			
2,3,5-Triklorfenol	mg/l	0,00003		0,00001			
1,4,5-Triklorfenol	mg/l	0,0022		0,00014			
2,3,4-Triklorfenol	mg/l	<		0			
3,4,5-Triklorfenol	mg/l	0,0012		0,00008	0,018		
2,3,4,5-Tetraklorfenol	mg/l	0,00001		0		0,01	0,00
2,3,4,6-Tetraklorfenol	mg/l	0,00004		0			
2,3,5,6-Tetraklorfenol	mg/l	0,00001		0	0,001		
Pentaklorfenol	mg/l	0,00095		0,00007	0,0005	1,90	0,14
Summa klorfenoler	mg/l	0,043		0,0029			
	0	0		0			
Bekämpningsmedel, Fenoxisyror		0		0			
2,2-D	mg/l	0,0004		0			
MCPA	mg/l	0,0039		0,0004			
MCPD	mg/l	0,054		0,0086			
2,4,5-T	mg/l	0,0029		0,0002			
2,4-DP	mg/l	0,0081		0,0014			
2,4,5-TP	mg/l	<		0			
MCPB	mg/l	<		0			

2,4-DB	mg/l	<		0			
0	0	0		0			
Alkoholer, lösningsmedel		0		0			
Metanol	mg/l	1		0			
t-Butanol	mg/l	0,2		0			
0	0	0		0			
Nonylfenol		0	0,005	d	0	0,001	5,00
0	0	0		0			0,00
PCB	mg/l	0,000001	d	0			
Klorerade dioxiner och dibensofuraner	pg/l	<		0			
Bekämpningsmedel, klorerade	mg/l	<		0			
Acetater		0	<	0			
0	0	0		0			
Metallorganiska föreningar		0	0	0			
Dibutylten	mg/l	0,00003		0,00001			
Tributylten	mg/l	0,00002		0	0,000008	2,50	0,00
Dicyklohexylten	mg/l	<		0			
Difenylten	mg/l	<		0			
Tricyklohexylten	mg/l	<		0			
Trifenylten	mg/l	0,00001	d	0	0,000022	0,45	0,00
0	0	0		0			
Organiskt kvicksilver		0	0	0			
Metylkvicksilver	ng	0,48		0,23	4	0,12	0,06
0	0	0		0			
Metaller och grundämnen	mg/l	0		0			
Ca	mg/l	340		110			
Fe	mg/l	43		7,2			
K	mg/l	3500		410			
Mg	mg/l	83		42			
Na	mg/l	1730		480			
S	mg/l	750		74			
Al	mg/l	0,58		0,2			
As	mg/l	0,011		0,0038	0,005	2,20	0,76
Ba	mg/l	1,37		0,29			
Cd	mg/l	0,0014		0,0003	0,000017	82,35	17,65
Co	mg/l	0,021		0,0078			
Cr	mg/l	0,045		0,017	0,0089	5,06	1,91
Cu	mg/l	0,08		0,022	0,004	20,00	5,50
Hg	mg/l	0,0001		0,000029	0,000026	3,8	1,12
Mn	mg/l	5200		1,26			
Ni	mg/l	0,091		0,03	0,15	0,61	0,20
Pb	mg/l	0,015		0,0049	0,001	15,00	4,90
Zn	mg/l	0,34		0,063	0,03	11,33	2,10
Ag	mg/l	0,00011		0,000055	0,0001	1,10	0,55
Bi	mg/l	0,000012		5,4E-06			
Ga	mg/l	0,00012		0,000056			
Ge	mg/l	0,00034		0,2			

In	mg/l	0,000061	0,000016			
Li	mg/l	0,622	0,217			
Pd	mg/l	0,00017	0,00007			
Pt	mg/l	0,000018	5,6E-06			
Rb	mg/l	0,92	0,33			
Rh	mg/l	0,000034	0,000011			
Sb	mg/l	0,0017	0,00074			
Se	mg/l	0,11	0,036	0,001	110,00	36,00
Te	mg/l	0,00005	0,000035			
Tl	mg/l	0,00009	0,00004			

De två högra kolumnerna visar hur många gånger som maximalt uppmätt halt och medelvärde överskrider gränsvärdet.

Om gränsvärdet underskrids bedöms tillståndet som mindre allvarligt

Om gränsvärdet överskrids mellan 1 och 3 gånger bedöms tillståndet som måttligt allvarligt (gråmarkerat)

Om gränsvärdet överskrids mellan 3 och 10 gånger bedöms tillståndet som allvarligt (gulmarkerat)

Om gränsvärdet överskrids mer än 10 gånger bedöms tillståndet som mycket allvarligt (rödmarkerat)

