

INFILTRATION AV LAKVATTEN FRÅN SPECIALCELLER I BIOCELLER

Infiltration of leachate from special cells into biocells

av ZARA ISACSSON¹ och KENNETH M PERSSON^{1, 2}

¹ Teknisk vattenresurslära, Lunds tekniska högskola, Box 118, 221 00 LUND;

² SWECO VIAK AB, Hans Michelsensgatan 2, Malmö

e-post: zara.isaksson@klippan.se, Kenneth_m.persson@tvrl.lth.se



Abstract

To what extent can infiltration be carried out and which volume can be infiltrated? At the landfill Spillepeng of SYSAV, Malmö, infiltration of leachate has been practiced as a treatment method since 2001. A number of chemical parameters for infiltrating leachate and infiltrated leachate at the landfill Spillepeng have been investigated. Further on, a chemical-hydraulic model for leachate percolation has been developed to analyse to what extent leachate can be infiltrated without jeopardizing quality and stability of leachate and landfill.

When simulations of the hydraulic retention time in receiving waste cell were performed, a clear correlation was found between hydraulic retention time and porosity. The infiltration velocity affected the hydraulic retention time which implies a dramatic decrease in hydraulic retention time at low infiltration velocities but only a slight difference when they increase.

Metals are immobilised at leachate infiltration in waste with degradable organic carbon. The only exception from this rule is arsenic.

The results indicate that infiltration of leachate in waste with an organic content is an effective method for preventing metal emissions to the environment. The method is relatively simple and easy to operate and can be developed at the site presupposed that the hydraulic load is considered.

Key words – Spillepeng, leachate, metals, infiltration, hydraulic retention time, recirculation

Sammanfattning

Vilka faktiska reningsresultat kan åstadkommas med infiltration av och hur mycket lakvatten kan infiltreras hydrauliskt? På SYSAV:s deponi Spillepeng i Malmö har lakvatteninfiltration prövats som en behandlingsmetod sedan början av 2001. Ett antal kemiska parametrar för infiltrerande och infiltrerat lakvatten från Spillepeng har undersökts. Vidare har en kemisk-hydraulisk modell för lakvattenperkolation utvecklats för att utvärdera hur mycket lakvatten som kan infiltreras utan att negativt påverka lakvattenkvalitet eller stabilitet.

Vid simulering av uppehållstiden för vatten i biocellen framkom att uppehållstiden följer avfallens porositet och att en ökning i porositet med 1 % svarar mot en ökning i uppehållstid på cirka en månad. Infiltrationshastighetens påverkan på uppehållstiden visar sig följa ett samband som innebär en dramatisk minskning i uppehållstid vid låga infiltrationshastigheter men en mindre skillnad då infiltrationshastigheten ökar.

Metaller fastläggs i mycket stor utsträckning vid infiltration i avfall som innehåller nedbrytbart organiskt kol. Enda undantag från denna huvudregel är arsenik.

Resultaten tyder på att infiltration i organiskt avfall är en effektiv metod för att förhindra spridning av metaller i omgivande miljö. Metoden att infiltrera lakvatten är relativt enkel och kan utvecklas på anläggningen förutsatt att den hydrauliska belastningen beaktas.

Inledning

Metoden att deponera avfall har använts av människan i alla tider. Var stod den arkeologiska forskningen utan stenålderns kökkenmöddingar? Ofta grävdes avfallet ned en bit från bosättningsplatserna. På den tiden, liksom idag, var deponering förknippat med ett antal problem men då var problemen snarare av hälsovådlig karaktär än de mer miljörelaterade problem vi idag associerar med deponering.

Deponeringsverksamheten i Sverige styrs sedan Sveriges inträde i EU efter europeiska gemensamma regler. EU:s deponeringsdirektiv (1999/31/EG) införlivades i svensk lagstiftning genom deponeringsförordningen (SFS 2001:512). I förordningen finns riktlinjer och bestämmelser kring till exempel vad som får läggas på deponi och hur lakvattnet ska behandlas.

Till följd av nationella förbud mot att deponera brännbart avfall och organiskt avfall samt införandet av svensk deponiskatt har behandlingen av avfall i Sverige aktivt styrts bort från deponering. Av hushållsavfallsflödet deponerades knappt 5 % (23,2 kg/person) år 2005 [4]. Deponerat avfall kommer till följd av regleringarna i lagstiftning framöver att vara av annorlunda karaktär jämfört med tidigare. Framförallt kommer skillnader märkas i fråga om innehåll av organiskt material

Faktorer som pH och redoxpotential är av stor vikt för nedbrytningen och med det deponins stabilisering. Även vattenhalten och temperaturen i deponin anses vara av betydelse för nedbrytningen och generellt gäller att nedbrytningshastigheten ökar med ökande temperatur och vattenhalt [8]. En hög vattenhalt är ett tecken på en snabb stabilisering av deponin och är något som eftersträvas vid driften av deponier i flera länder, bland annat Sverige. Ett högt vatteninnehåll eller högt flöde genom avfallet anses även förbättra de biokemiska processerna. Detta förklaras genom att hydrolysen och med den hela nedbrytningskedjan påbörjas snabbare då vatteninnehållet är högt.[1]

En hög vattenhalt i deponin avspeglar dessutom att anaeroba förhållanden råder och i och med att vattenhalten ökar så transporteras och distribueras näringsämnen snabbare och mer effektivt i avfallsupplaget, vilket ökar chanserna för optimal tillväxt av mikroorganismer [2].

Det är emellertid inte alltid fördelaktigt att tillsätta vatten. I anaeroba system går tillväxten av mikroorganismer betydligt långsammare än i aeroba. Detta innebär att uppehållstiden av vatten i deponin måste vara så pass lång att mikroorganismerna hinner tillväxa. Om tillförseln och därmed flödet av vatten är för högt finns en risk för ursköljning vilket innebär att biomassa går förlorad.[2]

En biocell eller bioreaktor är egentligen ett namn för deponering under mer kontrollerade förhållanden än konventionell deponering. Bioceller dimensioneras ofta för att maximera infiltrationen av nederbörd till avfallet eftersom en hög vattenhalt påskyndar nedbrytningen och maximerar produktionen av biogas. Såväl gas- som lakvattenproduktionen i biocellen kontrolleras för att minska riskerna för negativa effekter i omgivande miljö.[14]

Bioceller utgör en mer effektiv behandlingsmetod för avfall än traditionell deponering eftersom reglering av framförallt vattenhalten gör att nedbrytningen av avfallet påskyndas avsevärt. En biocell kan under optimala förhållanden anses »klar» på cirka 10 år. Avfallet i biocellen är därmed stabilt och cellen kan grävas ur och fyllas på nytt. På så vis sparas plats och med det pengar för framtida avfallshantering. En begränsning vid driften av bioceller är ofta att mängden nederbörd inte räcker till för att hålla vatteninnehållet i cellen hög. Detta kan delvis lösas genom att recirkulera lakvattnet som producerats i biocellen.[14]

Naturvårdsverket definierar lakvatten som »vatten som varit i kontakt med deponerat material, och som avleds från eller kvarhålls i en deponi» [11]. I ett långt tidsperspektiv kommer allt vatten som infiltrerar avfallet att bli lakvatten [1]. I lakvattnet finns en lösning av i huvudsak löst organiskt material, oorganiska makromolekyler, tungmetaller och xenobiotiska organiska ämnen [7]. Vilken typ av avfall som lakvattnet kommer i kontakt med, nedbrytningsgrad, förekomst av kemiska parametrar och mobilitet hos vatten är alla faktorer som påverkar lakvattenkvaliteten [1]. Så till exempel får lakvatten från celler med hög andel aska och slagg hög konduktivitet, högre än om lakvatten kommer från bioceller. Vad gäller metallemissionerna finns dock ingen tydlig koppling mellan celler med hög andel aska och slagg och höga metallhalter i lakvattnet, undantaget arsenik där studier har visat att högst koncentrationer i utgående lakvatten återfinns i celler som enbart innehöll aska och slagg.[5]

I en nyanlagd deponi sker en ackumulering av vatten i avfallet och lakvattenproduktionen är låg eller i princip obefintlig. Den ingående vattenhalten i hushållsavfall ligger någonstans mellan 15–20 % medan fältkapaciteten ofta är något högre. Vatten kommer att ansamlas i avfallsupplaget till dess att fältkapaciteten nås. Studier har visat att deponin även efter 10 års tid kan ackumulera vatten.[1] I deponier bör det därför snarare talas om absorptiv kapacitet eller praktisk fältkapacitet än fältkapacitet eftersom produktion av lakvatten har konstaterats innan fältkapacitet uppnåtts. Densiteten och den ingående vattenhalten hos avfallet är avgörande för dess praktiska fältkapacitet [13]. På grund av att avfallet i de-

ponin är av heterogen karaktär kan fältkapaciteten uppnås i vissa delar av deponin medan andra fortfarande ackumulerar vatten. Detta kan i vissa fall förklara varför lakvatten producerats innan fältkapacitet kunnat påvisas.[1]

I takt med att deponin blir äldre mattas vattenförvaringspotentialen av och en större del av det infiltrerade vattnet blir lakvatten. Efter tillräckligt lång tid nås en stabil nivå vilket innebär att mängden vatten som perkoleras genom avfallet är lika stor som lakvattenproduktionen. Det sker således inte längre någon ackumulering och den tillförda mängden vatten är avgörande för hur mycket lakvatten som produceras.[13]

För att öka vattenhalten i avfallet kan det producerade lakvattnet återcirkuleras i deponin. Då vattenhalten i biocellen når fältkapacitet anses maximal nedbrytningshastighet råda och för att optimera processerna och förkorta den syrabildande fasen är det således viktigt att fältkapacitet råder i upplaget. För att nå fältkapacitet snabbt måste ibland inte bara lakvatten utan även externt ytvatten tillsättas.[2]

Syfte

Syftet med projektet var att studera hur infiltration av lakvatten från en specialcell i en biocell påverkar det utgående lakvattnet från biocellen och vilka mekanismer som ligger bakom resultatet. Vidare sattes en hydraulisk modell upp där frågan om hur hårt biocellen kan belastas med externt lakvatten studeras. Studien har utförts vid SYSAV:s anläggning på Spillepeng i Malmö.

Teori

Fördelar och nackdelar med recirkulering

Tekniken att recirkulera lakvatten har använts flera årtionden och med hjälp av utredningar från befintliga anläggningar har ett par viktiga för- och nackdelar med metoden kunnat dras.

Till fördelarna hör:

- Accelererad nedbrytning i avfallet.
- Ökad sättningshastighet, vilket leder till minskad risk för sättningar efter att deponin avslutats.
- Högre gasproduktion under ett kortare tidsspänn vilket möjliggör effektivare gasutvinning.
- Minskade kostnader för extern behandling eller förvaring av lakvatten.
- Snabbare stabilisering av avfallet och med det förbättrad lakvattenkvalitet. Stabilisering innebär att lakvattnet närmar sig grundvattenkvalitet.

Nackdelar med recirkulering av lakvatten:

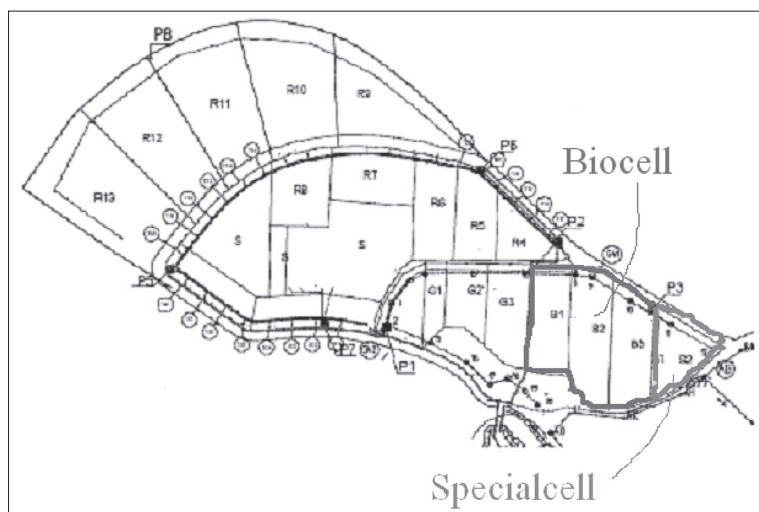
- Översvämning i gasuppsamlingsbrunnar.
- Problem med sidoavrinning och läckage.
- Ökade problem med lukt från deponin.
- Igensättning av uppsamlingslager. [13, 14]

I en studie från USA där recirkulering användes som behandlingsmetod för lakvatten uppnåddes en vattenkvalitet som var jämförbar med grundvattenstandard redan efter 3 år (undantaget arsenik) vid deponin Crow Wing County i Brained. Deponin på anläggningen är cirka 10 hektar stor. Mängden recirkulerat lakvatten varierade med tiden men som mest cirkulerades under ett år i genomsnitt 14,5 m³/dygn.[2] Eftersom recirkulering är en metod som används för att öka vattenhalten i avfallet och med det nedbrytningshastigheten, inträffar efter en tid steady-state. Detta innebär att koncentrationerna av föroreningar och näringsämnen som läcker från deponin inte förändras avsevärt.[3] Att inte koncentrationerna blir noll beror på att det alltid kommer ske ett diffust flöde till följd av koncentrationsgradienter.

15–20 år anges som den tid det brukar ta att uppnå steady-state. Koncentrationerna av föroreningar och näringsämnen i lakvattnet är då jämförbara med halterna i grundvatten.[6] Recirkuleringen bör därefter inte längre genomföras eftersom det innebär att rent vatten pumpas genom deponin, vilket kostar pengar i form av el. En sammanfattande bild över hur några, för den här studien relevanta, metallers mobilitet förändras då olika parametrar förändras presenteras i tabell 1. Tabellen visar förhållandena för de pH och redox som gör metallen mer mobil. Den visar även hur benägen metallen är att bilda komplex med organiskt material och vilka joner som metallen kan fällas med.

Tabell 1. Metallers mobilitet vid förändring av olika parametrar.

Metall	pH	Organiska komplex	Fällning	Redox
Arsenik	Alkaliskt	Nej	S ⁻	Ox
Bly	Svagt surt	Hög	CO ₃ ²⁻ , S ⁻	Ox
Järn	Surt	Hög	OH ⁻	Red
Kadmium	Svagt surt	Nej	CO ₃ ²⁻ , S ⁻	Ox
Kobolt	Surt	Hög	S ⁻	Ox
Koppar	Starkt surt	Mycket hög	CO ₃ ²⁻ , S ⁻	Ox
Krom	Starkt surt	Hög (Cr ³⁺)	OH ⁻	Ox
Kviksilver	Vet ej	Mycket hög	S ⁻	Ox
Mangan	Surt	Hög	OH ⁻	Red
Nickel	Starkt surt	Hög	S ⁻	Ox
Zink	Svagt sur	Hög	CO ₃ ²⁻ , S ⁻	Ox



Figur 1. De tre etapperna samt cellernas indelning på Spillepeng.

Förutsättningar

Beskrivning av deponeringsanläggningen

Den aktiva delen av SYSAV:s deponi Spillepeng består av tre etapper enligt figur 1. All deponeringsverksamhet är idag koncentrerad till etapp 2 och 3. Anläggningen är anlagd 1,5 meter under havsnivå för att fungera som en geohydrologisk lågpunkt. Spillepeng är indelad i olika celler med separat uppsamling av lakvatten.

Biocellen och specialcellen som redovisas i detta arbete är markerade i figur 1. Cellerna tillhör tillsammans med celler för grovavfall området på etapp 1, som är 16 ha stort. Biocellen består egentligen av tre olika celler men eftersom lakvattenuppsamlingen är gemensam behandlas de härnå i singularis. Likadant gäller de två specialcellerna som från och med nu benämns som specialcellen.

Specialcellen var i drift mellan april 1990 och december 1993. Det avfall som tillfördes specialcellen bestod av flygaska (52 %), slaggrus och bottenaska som kvarstod efter sortering (6 %), kliniskt avfall, blästringssand, asbest och kontaminerade jordar (tillsammans 46 %). [10] Senast 6 månader efter att specialcellen avslutades lades ett provisoriskt täcksikt bestående av ett 1 m tjockt lager av lera blandat med utgrävt material från omgivningen. Ovanpå täcksiktet har gräs planterats.

Avfall tillfördes biocellen mellan april 1990 och maj 1994. I huvudsak deponerades hushållsavfall (varav 46 viktprocent var biologiskt lättnedbrytbart) tillsammans med slam och matrester från livsmedelsindustrier och restauranger. Totalt deponerades 410 072 ton avfall i biocellen [10]. Biocellen täcktes liksom specialcellen inom 6 månader efter färdig utfyllnad. Täcksiktet på biocel-

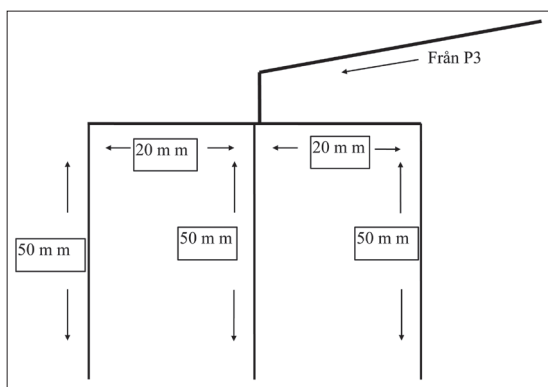
len består av ett 0,8 m tjockt lager av lera blandat med utgrävt material från området. Även på biocellens täcksikt har gräs planterats. För närvarande används delar av biocellen som lagringsyta för avfall som ska förbrännas och därför har ett lager av 0,5 m slaggrus lagts på gräset varpå balar har placerats.

Höjden på biocellen varierar mellan 4 och 14 m och cellen upptar en yta av cirka 5 hektar. Temperaturen i biocellen kan baserat på uppmätt temperatur i det utgående lakvatten uppskattas till cirka 15°C. Temperaturen håller sig jämn under året med bara en eller ett par graders skillnad mellan sommar och vinter.

Lakvatten samlas upp och analyseras separat för de olika pumpstationer som dränerar cellerna på Spillepeng. Det finns därför lakvattendata att tillgå dels från specialcellen och dels från biocellen. I specialcellen rinner lakvatten genom självfall till pumpstation 3, härnå kallad P3, varifrån det pumpas in i biocellen. Lakvatten från specialcellen plus det bildade lakvatten i biocellen rinner genom självfall till pumpstation 2, härnå kallad P2, varifrån det pumpas via metallrening till Sjölunda avloppsreningsverk.

Beskrivning av infiltrationsanordningen

Försök med infiltration av lakvatten från P3 till biocellen påbörjades 2001. Infiltrationen togs i full drift i slutet av 2001 och en överskådlig skiss av konstruktionen, med tillhörande mått ges i figur 2. Förgreningen ligger på cirka 3 meters djup i biocellen. Runt aggregatet har sten och makadam placerats och genom det bildas en sjö av det tillförda lakvatten. Från sjön tillåts lakvatten att infiltrera biocellen. Sedan infiltrationen togs i



Figur 2. Principiell skiss över infiltrationsanordningen.

drift har infiltrationsprocessen fortgått utan problem. Inget lakvatten som producerats i biocellen återinfiltreras, utan endast det lakvatten som hämtas från pumpstation P3.

Resultat

Hydraulisk modell över biocellen

Vattenflödena i biocellen modellerades enligt figur 3.

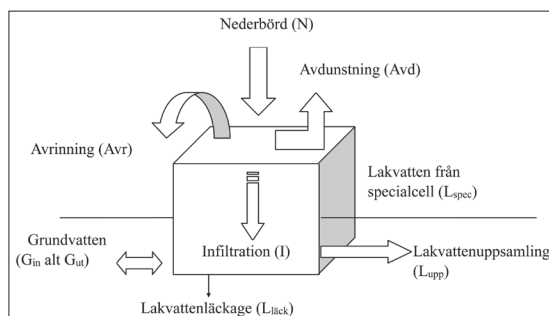
En vattenbalans över biocellen enligt figur 3 kan ställas upp och ser ut som följer:

$$N + L_{spec} + G_{in} = Avr + Avd + L_{läck} + G_{ut} + L_{upp} \quad \text{Ekv. (1)}$$

Avfallets ingående vattenhalt är inkluderat i utgående lakvatten (L_{upp}).

Infiltrationen anges som en vattenrörelse inom boxen och saknas därför i vattenbalansen. Grundvatten kan beroende på vattenståndet i deponin strömma in i biocellen alternativt kan lakvatten strömma till grundvatten.

I tabell 2 anges information om värden på de ingående parametrarna i vattenbalansen. C anger avrinningskoefficienten som bestäms av täckningsmaterialets egenskaper. Tabellen presenteras för att ge en bild över vilka förutsättningar som finns för att räkna på de ingående parametrarna. I det här arbetet är det emellertid infiltra-



Figur 3. Flödena för en vattenbalans över biocellen.

tionen som är viktig och därför presenteras inga beräkningar på vattenbalansen.

Infiltrationstermen kan delas upp i följande termer:

Infiltration till följd av nederbörd (I_N)

Infiltration till följd av lakvattencirkulering (I_L)

Infiltration till följd av grundvatteninträngning (I_G)

I_N beräknas som: $I_N = N - Avr - Avd$

I_L finns det mätdata för eftersom allt lakvatten som pumpas från P3 infiltreras i biocellen. Alltså $I_L = L_{spec}$

I_G kan vara positiv (tillskott) eller negativ (utflöde) och värden mellan + 20 000 och - 20 000 m³/år har uppskattats*.

Den totala infiltrationen utgörs av:

$$I = I_N + I_L \pm I_G$$

Med I_N enligt ovan ser uttrycket ut som följer:

$$I = N - Avr - Avd + I_L \pm I_G$$

Biocellen är snart 20 år gammal och bör sannolikt vara vattenmättad. I SYSAV:s egenkontroll av deponin ingår kontinuerlig registrering av pumpade lakvattenmängder från biocellen (L_{upp}) och dessa flöden är således lika med den totala infiltrationen minus den del av det infiltrerade vattnet som avgår via läckage:

$$I = L_{upp} + L_{läck}$$

Vid modellering av infiltrationskapacitetens påverkan på uppehållstiden för vatten i biocellen kan $L_{läck}$ försummas. Vid en jämförelse mellan L_{upp} och $L_{läck}$ under

Tabell 2. Värden på ingående parametrar i vattenbalansen över biocellen. Se beteckningar i figur 3.

Parameter	N	L_{spec}	$G(m^3)^1$	Avr	Avd	$L_{läck}^2$	L_{upp}
Värde	Mätdata	Mätdata	± 20000	C * N	Medelvärde	0,03 * N	Mätdata

¹ Hans Jeppsson, SWECO VIAK, enligt [9]

² Se referens [5]

2005 konstateras att L_{upp} i medeltal utgjorde 11 456 m³ medan $L_{läck}$ hamnade på 683 m³. Därför ansätts från och med nu att den totala infiltrationen motsvarar mängden uppsamlat vatten från biocellen (L_{upp}).

Recirkulationsoptimum och fältkapacitet

Tidigare konstaterades att de optimala förhållandena för att recirkulera lakvatten uppnås då vattenhalten i deponin hålls vid fältkapacitet. För att bestämma fältkapaciteten kan till exempel lysimetertest utföras i laboratoriet. Generellt minskar fältkapaciteten med ökande densitet, det vill säga ju mer kompakterat avfallet är desto snabbare nås fältkapaciteten. Om avfallet i deponin har en densitet på 500 kg/m³ motsvarar det en fältkapacitet på cirka 0,5–0,8 liter per kilo [12]. För biocellen på Spillepeng har densiteten beräknats till 0,88 ton/m³ [9]. Detta skulle enligt en extrapolering av värden ur [12] innebära en fältkapacitet på lite mindre än 0,5 liter per kilo. Beroende på att densiteten i biocellen på Spillepeng är så hög, kan biocellen jämföras med en deponi i England där densiteten varierade mellan 0,7 och 0,8 ton per m³ och den initiala vattenhalten var 35 % vilket ledde till att den praktiska fältkapaciteten varierade mellan 0,16 och 0,27 liter per kilo.[9]

För att beräkna den vattentillförsel som krävs för att nå fältkapacitet i biocellen ställs följande samband upp:

$$V = \left(FK - \frac{\theta_{initial}}{100} \right) * m_{avfall}$$

Där:

V = Vattentillförsel (m³)

FK = Fältkapacitet (m³/ton)

$\theta_{initial}$ = Ingående vattenhalt i avfallet (%), mäts initialt som m³ vatten per ton avfall

m_{avfall} = Massa avfall (ton)

För biocellen på Spillepeng antas följande värden gälla [9]:

$\theta_{initial} = 20 \%$

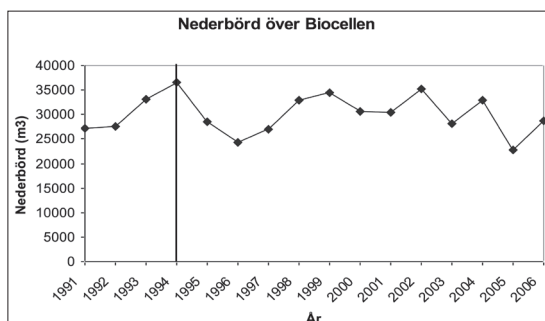
$FK = 0,293 \text{ m}^3/\text{ton}$

$m_{avfall} = 410072 \text{ ton}$

$$V = \left(FK - \frac{\theta_{initial}}{100} \right) * m_{avfall} =$$

$$\left(0,293 - \frac{20}{100} \right) * 410072 = 38137 \text{ m}^3$$

Den beräknade volymen, 38137 m³, anger den mängd vatten som måste tillföras biocellen för att fältkapaciteten ska nås. De, av SYSAV uppmätta nederbörds-mängderna över biocellens yta mellan 1991 och 2006 finns representerade i figur 4.



Figur 4. Nederbörds mängd över biocellens yta 1991–2006.

Figur 4 visar att nederbörds mängden över biocellens yta redan efter 2 år överstiger den volym som krävdes för att nå fältkapacitet. Men eftersom avfall löpande deponerats fram till 1994, i figuren markerat med en vertikal svart linje, kan inget specifikt sägas om fältkapaciteten då avfallsmängden varierade från år till år. Klart är dock att åren efter driftslut föll tillräcklig med nederbörd för att fältkapacitet skulle nås och med det kan vi hädanefter anta att biocellen är vattenmättad.

För att beräkna den hydrauliska uppehållstiden i biocellen används följande parametrar:

Porositet (P_0) = Varierar spatialt i avfallsupplaget

Höjd (H) = 10 m (detta är ett genomsnittsvärde)

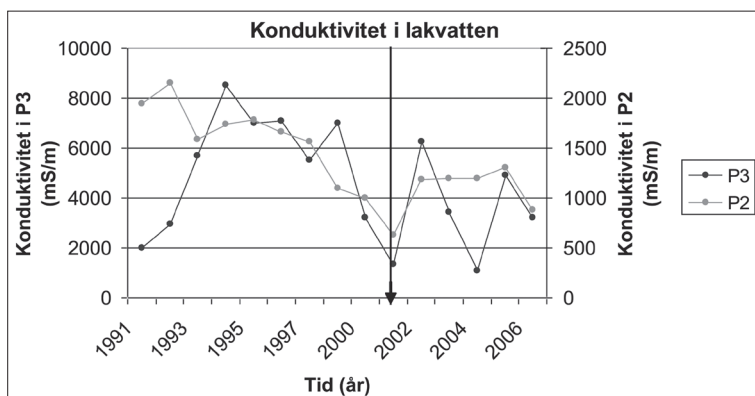
Area (A) = 50 000 m²

Volym (V) = $A * H = 50\,000 \text{ m}^2 * 10 \text{ m} = 500\,000 \text{ m}^3$

Infiltrationshastighet (I_{tot}) = Baseras på mätningar av det uppsamlade lakvattnet (L_{upp}) från P2 under 2005. Infiltrationshastigheten varierade mellan 5,51 och 0,37 mm/dygn under dessa år.

Stor skillnad i uppehållstid råder beroende på infiltrationshastighet. Minskningen i uppehållstid är mest dramatisk då infiltrationshastigheten är låg. En ökning av infiltrationshastighet från 18,5 till 50 m³/dygn motsvarar en minskning av uppehållstid på 9050–3050 = 6000 dygn medan en ökning från 200 till 250 m³ per dygn enbart gav en reducering på ett par hundra dygn.

Vid en jämförelse med litteraturen kan det konstateras att den rapporterade porositeten i avfallsupplag varierar mycket och värden mellan 0,1 och 0,6 har rapporterats för biocellen på Spillepeng [4, 9]. På grund av kanalströmning är det befogat att anta att uppehållstiderna för mobilt vatten i huvudsak bestäms av detta vatten, det vill säga mellan 1–23 % av det infiltrerande vattnet.[9] Antag att 20 % av det infiltrerande vattnet strömmar i kanaler medan resterande 80 % strömmar i bulken. Det vatten som strömmar i bulken kan antas ha nära oändlig uppehållstid. Om infiltrationen ligger runt



Figur 5. Konduktivitet i biocellen (P2) och specialcellen (P3).

150 m³/dygn innebär detta att uppehållstiden istället för 1000 dygn blir 1000/5 = **200 dygn**, vilket motsvarar lite drygt 6 månader. Porositetens betydelse för beräkning av uppehållstiden är stor eftersom en ökning i porositet med 1 % ger en ökning i uppehållstid med nästan 1 månad.

Kontroll mot kemisk parameter

Eftersom SYSAV kontinuerligt har mätt ett antal parametrar i lakvattnet kan en av dessa, konduktiviteten, användas för att undersöka resultatet kring uppehållstiden. Konduktiviteten är hög i lakvatten som kommer från en specialcell. Figur 5 visar förändringarna i konduktivitet mot tiden. Notera att skalan för konduktivitet i biocellen finns på den högra y-axeln. Tidpunkten för infiltrationens början markeras i figuren med en svart pil.

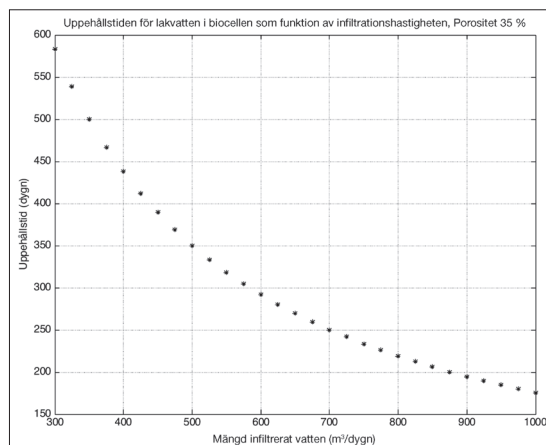
Figur 5 visar att en tydlig ökning i konduktivitet i biocellen (P2) från cirka 500 mS/m till 1250 mS/m redan vid första mätillfället efter det att infiltrationen påbörjats. Tidsperioden mellan de två mätillfällena var nio månader och detta antyder att uppskattningen att uppehållstiden under då rådande förhållanden ligger någonstans mellan sex månader och ett år är rimlig.

Mellan de två mätillfällena var infiltrationen i biocellen mycket låg med ett medelvärde på strax över 30 m³/dygn vilket motsvarar en uppehållstid på 5000 dygn. Räknas därtill 20 % kanalströmning hamnar uppehållstiden på 5000/5 = 1000 dygn. Detta motsvarar nästan 3 år. För att uppehållstiden ska bli nio månader (270 dygn) som fastställdes vid kontroll av konduktiviteten, måste således porositeten minska med motsvarande 1000–270 = **730 dygn**. Porositeten påverkar uppehållstiden så att en minskning med 1 % motsvarar en minskning i uppehållstid med 29 dygn och följaktligen måste porositeten minska 730/29 = **25 %**. Detta antyder att den rådande porositeten över biocellen kan

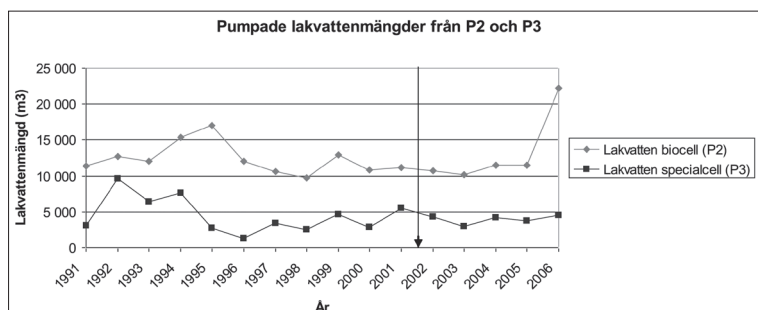
antas vara 35–25 % = **10 %**. Som nämndes ovan har värden i närheten av denna siffra rapporterats tidigare.[4] Observera antagandet om 20 % kanalströmning. Är denna lägre påverkas resultatet så att den uträknade porositeten blir högre.

Den hydrauliska uppehållstiden ansätts till **2 månader = 60 dygn**, vilket är något längre än den uppehållstid som krävs för att inte riskera ursköljning av biomassa (cirka 1 månad). Antagandet om 20 % kanalströmning fortsätter gälla och det innebär att uppehållstiden för allt infiltrerande vatten blir 60 * 5 = **300 dygn**. För att bestämma den nya infiltrationshastigheten simuleras detta med resultat enligt figur 6. Observera att resultaten gäller för 35 % porositet.

Figur 6 visar att för att nå en uppehållstid på 300 dygn ska infiltrationshastigheten vara cirka 575 m³/dygn vilket motsvarar 11,5 mm/dygn. Lakvattenproduktionen



Figur 6. Uppehållstiden som funktion av infiltrationshastigheten.



Figur 7. Pumpade lakvattenmängder från biocell och specialcell.

nen i biocellen ligger under ett år på cirka 12 000 m³ (se figur 7) vilket motsvarar 12 000 m³/365 dygn = 33 m³ per dygn eller 0,66 mm/dygn. Detta är den mängd vatten som i genomsnitt infiltrerar biocellen per dag och som transporteras via kanaler. Om 20 % kanalströmning antas råda beräknas den egentliga infiltrationen till 33 m³/dygn * 5 = 165 m³/dygn eller 3,3 mm/dygn. För att nå en infiltrationshastighet på 575 m³ per dygn skulle alltså lakvattenströmmen från biocellen kunna recirkuleras 575/165 = 3,5 ≈ 3 gånger utan risk för ursköljning. Som tidigare nämnts leder recirkulering av lakvattnet bland annat till ökad nedbrytning varpå ett renare lakvatten kan förväntas.

Kemiska effekter av recirkulation av specialavfallslakvatten i biocellen

Sedan biocellen och specialcellen togs i bruk har regelbundet prover på ett antal parametrar tagits enligt SYSAV:s egenkontrollprogram. De pumpade mängderna lakvatten finns dokumenterade och kemiska analyser av lakvattnet har gjorts. Resultaten har redovisats som bilagor i miljörapporterna för Spillepeng årligen sedan 1991. Proverna består ömsom av stickprov och ömsom av dygns- eller månadsprov där de senare är flödesproportionella. Härigenom är det möjligt att se vilka effekter infiltrationen haft på hydrologi och kemi. I figur 7 visas volymen pumpat lakvatten från specialcellen och biocellen baserat på årsvis värden. Pilen i figuren anger tidpunkt för start av infiltrationen av specialcellsvatten i biocellen.

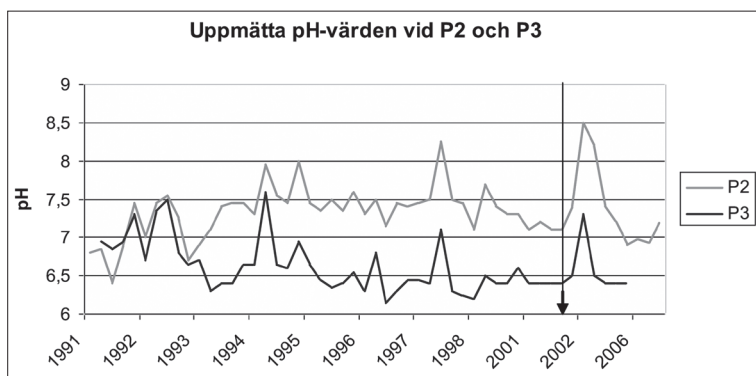
Kurvorna i figur 7 visar att lakvattenproduktionen följer i princip samma mönster för cellerna. Detta är inget konstigt då de yttre förutsättningarna i form av konstruktioner och påverkan via nederbörd ser likadan ut för de bägge cellerna. Produktionen av lakvatten i biocellen ökade inte direkt till följd av infiltrationen. Efter som allt lakvatten från specialcellen infiltreras i biocellen innebär det att av den producerade mängden lakvatten i biocellen utgörs cirka en tredjedel av lakvatten från specialcellen.

Lakvattenproduktionen är störst under senvintern (januari–mars) och som lägst under sommaren (maj–juli). Det går inte att direkt koppla nederbörds-mängderna till lakvattenproduktionen. Nederbörds-mängderna månadsvis varierade så pass mycket under 2004–2005 att ingen slutsats kan dras om hur fluktuationer i nederbörden påverkar lakvattenproduktionen. För att belysa skillnaden mellan tillförd mängd vatten och de pumpade lakvattenmängderna från biocellen, adderas nederbörds-mängderna med lakvattenmängden från specialcellen. Detta motsvarar den mängd vatten som tillförs biocellen, förutsatt att grundvatteninträngningen kan försummas. Under åren 2002–2006 har andelen lakvatten från biocellen varit 30–50 % av mängden tillfört vatten från nederbörd och infiltration.

Parametrarna pH, alkalinitet och konduktivitet är viktiga att studera eftersom de ger ett mått på förhållandena i cellerna. Utifrån analyserna kan kopplingar till emissioner av specifika metaller dras. Som redan nämnts är pH-värdet en av de viktigaste faktorerna för metallers mobilitet. Exakt vid vilket pH de enskilda metallerna löser sig är svårt att fastställa eftersom övriga faktorer såsom temperatur, fukthalt och halt organiskt material även spelar roll för metallernas mobilitet. Figur 8 visar pH-värdets förändring i lakvatten från bio- och specialcell mellan 1991 och 2006.

Enligt figuren fluktuerar pH i både special- och biocellen. Generellt ligger pH i biocellen högre än pH i specialcellen vilket antyder att den största emissionen av metaller borde ske från specialcellen. Fram till 2006 hade pH i biocellen sedan 1993 inte understigit 7. En tillfällig pH-sänkning under det senaste året kan dock urskiljas i figuren. Då lakvattnets pH inverkar på metallers löslighet bör pH-variationer följas upp.

I specialcellen varierar pH mellan cirka 6 och 7,5. Därmed kan frisättningen av metaller antas fortsätta. Efter infiltrationens början, markerat med pil i figuren, kan ingen direkt antydning till att biocellens pH-värde skulle påverkas av det något surare specialcellsvattnet urskiljas. Buffringsförmågan i biocellen är enligt miljörapporterna mycket riktigt cirka fem gånger högre än i



Figur 8. Uppmätt pH-värde i P2- och P3-vatten år 1991–2006.

specialcellen, 2500 mg/l HCO_3^- respektive 500 mg/l HCO_3^- . Biocellens lakvatten håller enligt figur 8 ett pH-värde på cirka 7,5 och koncentrationen av vätekarbonat låg mellan 1996 och 2001 aldrig under 2000 mg/L. Enligt Naturvårdsverkets bedömning har biocellen med det mycket goda buffringsförmåga och borde således kunna motstå försurning under en lång tid framöver. Det är emellertid viktigt att med jämna mellanrum mäta alkaliniteten för att direkt kunna identifiera eventuella förändringar.

Cellerna uppvisar stor skillnad i såväl kloridhalt som konduktivitet där specialcellen visar högst halter både avseende klorid och konduktivitet. I lakvattnet från specialcellen uppgår kloridhalterna som mest till 60 000 mg/L eller 60 g per liter vilket är högre än i saltvatten, i snitt ligger dock kloridhalterna i P3 på samma nivå som havsvatten, cirka 20 g/l. Vad gäller biocellen noteras den högsta observerade kloridhalten till 30 000 mg/L, vilket gott och väl motsvarar nivån i havsvatten. Emellertid ligger halterna i övriga analyser betydligt lägre, på cirka 5 000 mg/L. För både bio- och specialcellen kan en trend till neråtgående kloridhalter de senaste åren urskiljas. Värt att påpeka här är dock att eftersom recipienten i det här fallet utgörs av havsvatten (Öresund) så spelar kloridhalten inte en avgörande roll i fråga om negativ påverkan i omgivande miljö. Sedan infiltrationens början har konduktiviteten i lakvatten från specialcellen börjat fluktuerat och en svagt neråtgående trend kan anas. Lakvattnet från biocellen uppvisar initialt år 2001–2002 en ökning i konduktivitet till följd av infiltrationen. Efter 2002 är konduktivitet i biocells-lakvatten stabil och verkar inte påverkas av fluktuationerna i specialcellen.

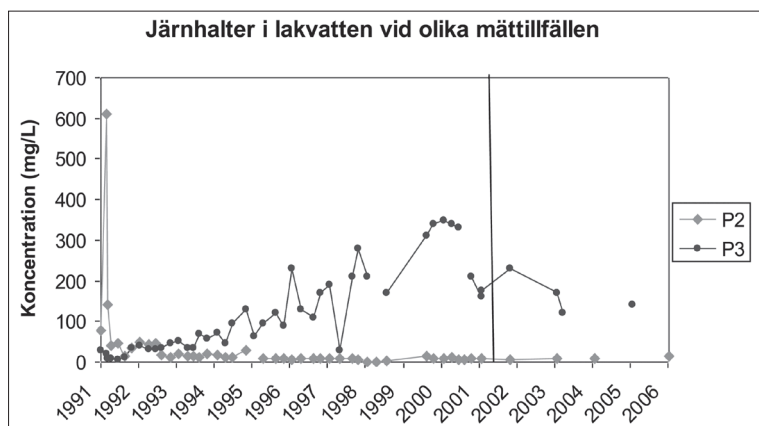
Näringsämnen som organiskt kol, fosfor och kväve kan vara goda indikatorer på rådande förhållanden i en deponi. Under deponins faser bryts framförallt organiskt material ned men kväve och fosfor är viktiga tillskott för att mikroorganismerna ska kunna tillväxa. Organiskt kol kan komplexbinda metaller. Lakvattnet från biocellen har generellt högre halter organiskt material än lak-

vattnet från specialcellen. Specialcellens COD-halter är cirka tre gånger lägre än i biocellen. När halten av COD i biocellen sjunkit kan det konstateras att halterna är i princip desamma i de bägge cellerna och generellt ligger under 2000 mg/L. Detta indikerar att biocellens lakvatten, med avseende på COD inte borde påverkas av infiltrationen. Mätdata för COD under 2002–2004 saknas men mätvärdena därefter uppvisar ingen ökning.

Den lättnedbrytbara fraktionen av organiskt material mäts som BOD och enligt miljörapporterna gick nedbrytningen i bägge cellerna så snabbt att stabila, låga nivåer nåddes redan 1995. Trenden i BOD/COD-kvot i lakvattnet från biocellen är tydligt neråtgående därefter vilket indikerar att metanbildningen är igång och att biocellen går mot att bli stabilt metanogen. I specialcellen ser trendkurvan något annorlunda ut. Kvoten överstiger aldrig 0,3 och enligt teorin borde specialcellen således befinna sig i den metanproducerande fasen. Som nämnts tidigare måste specialcellen ses som ett specialfall eftersom den i stor utsträckning lastats med askor och slagg, som generellt inte innehåller lättnedbrytbart organiskt material. Vid en granskning av mätdata konstateras att redan initialt låg BOD-halterna i specialcellen 10–100 gånger lägre än i biocellen.

Halten av ammoniumkväve ligger mycket nära den totala uppmätta kvävehalten. Detta är en tydlig indikator på att anaeroba förhållanden råder i cellerna. Om syre funnits tillgängligt hade nämligen ammoniumkvävet omvandlats till nitrat. Kvävehalterna är något högre i biocellen (cirka 250 mg/l total-N) än i specialcellen och ännu syns ingen trend till att lakvattnet från biocellen skulle påverkas, med avseende på kväveinnehåll, av det infiltrerade lakvattnet från specialcellen.

Fosforhalterna i lakvatten är generellt högre i biocellen (3–4 mg/l total-P) än i specialcellen (2 mg/l total-P). Trenden av fosfor i biocellen liknar den för BOD med initialt höga värden som stabiliseras efter några år. Inte heller här verkar det utgående vattnet från biocellen påverkas av det extra tillskottet från specialcellen.



Figur 9. Järnhalter i lakvatten från biocell och specialcell.

År 2006 kunde en viss ökning av fosfor i specialcellens lakvatten urskiljas och denna ökning kan komma att ge utslag i vid framtida mätningar. Som nämndes innan är fosfor emellertid ett tillväxtbegränsande ämne och så länge balans råder i biocellen ger det extra tillskottet inte högre halter i utgående vatten från biocellen utan fosfor används för tillväxt av mikroorganismer.

Metaller

I egenkontrollen provtas en mängd metaller av vilka järn, koppar, zink, krom, nickel, bly och arsenik diskuteras nedan. Alla metallhalter är uppmätta som månadsprov, det vill säga att de är proportionella mot flödet under den månaden. Tidpunkten då infiltrationen påbörjades markeras med ett vertikalt streck i figurerna.

Järn

Järns mobilitet ökar under reducerande förhållanden. I den miljö som råder i cellerna borde alltså järn vara täm-

ligen lätttrörligt. Figur 9 visar resultatet av de uppmätta värdena.

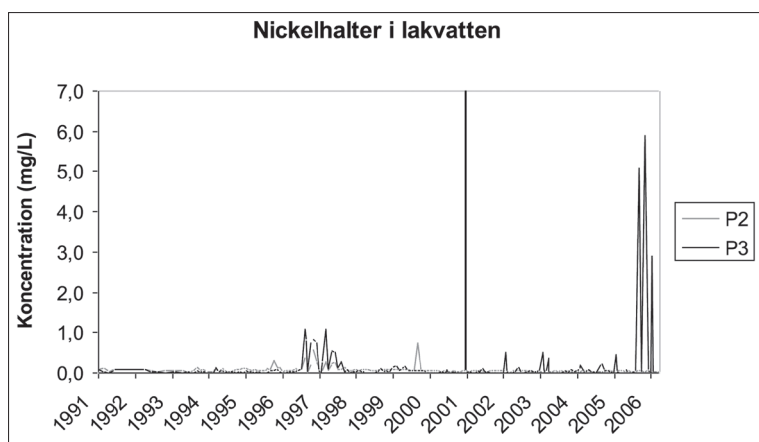
Järnhalterna är generellt sett högre i lakvatten från specialcellen än från biocellen. Infiltrationen inverkar inte på järnhalten i biocellens vatten.

Nickel och zink

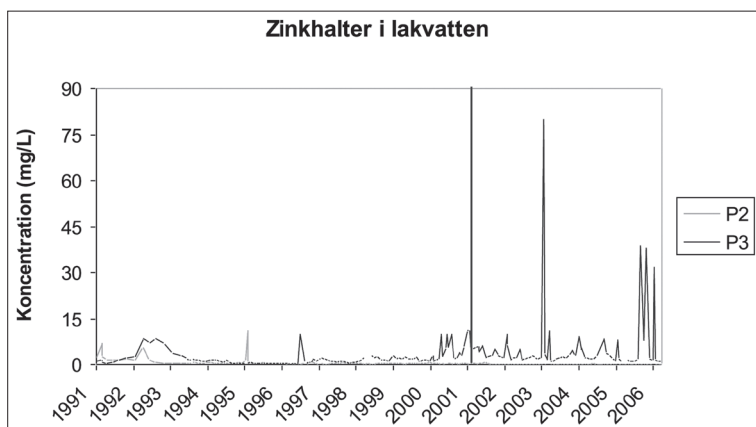
Resultatet från mätningarna av nickel och zink redovisas i figur 10 och figur 11.

Nickelhalterna i både bio- och specialcellen ligger generellt i storleksordningen 0,02–0,2 mg/L. Under det senaste året kan dock tre toppar varav den högsta uppgår till 5,9 mg/L observeras i specialcellen. Eftersom detta vatten infiltreras i biocellen finns en liten risk att biocellens lakvatten framöver kommer uppvisa något förhöjda nickelhalter.

Liksom för nickel visar sig zinkhalterna i bägge cellernas lakvatten följa i princip samma trend och variera inom samma intervall med något högre halter i specialcellen. Precis som för nickelhalterna visar mätningar av



Figur 10. Nickelhalter i lakvatten från biocell och specialcell.



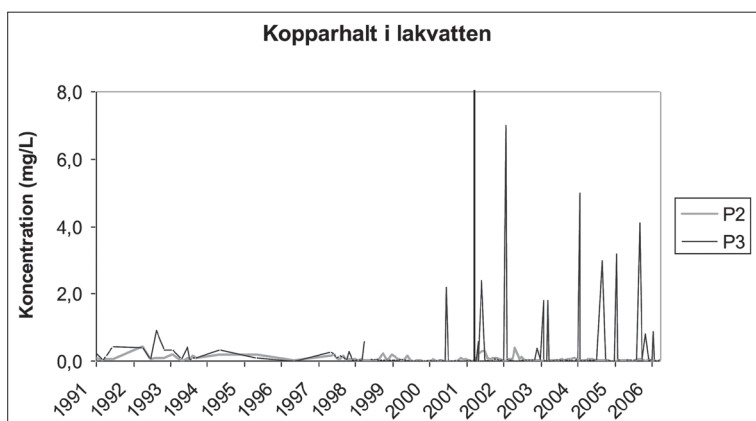
Figur 11. Zinkhalt i lakvatten från bio- och specialcell.

zinkhalten i lakvatten från specialcellen toppar under 2006. Då uppgick zinkhalterna till över 30 mg/L vid tre mätillfällen. Mätillfällena då höga zinkhalter upptäcktes sammanfaller med det mätillfällen då höga nickelhalter observerades. Detta antyder att nickel och zink uppträder i princip på samma sätt i miljön.

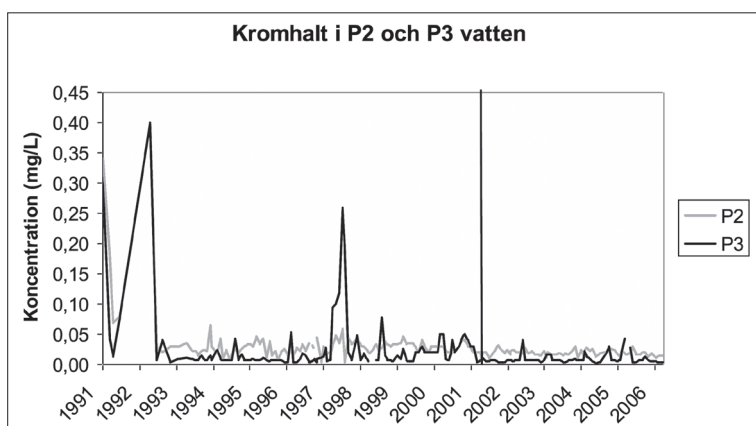
Koppar och krom

Koppar är förutom kvicksilver den metall som uppvisar högst affinitet för organiskt material och krom är en förening som även i relativt sura miljöer förefaller immobil. Resultat från mätningarna visas i figur 12 och 13.

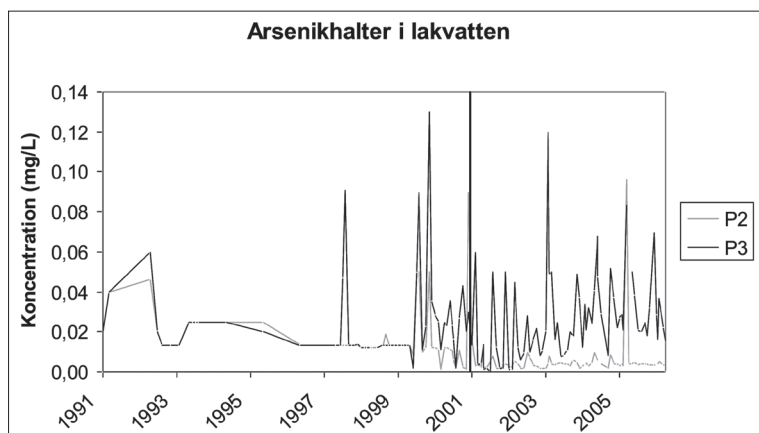
Fram till infiltrationens början ligger kopparhalterna



Figur 12. Kopparhalt i lakvatten från bio- och specialcell.



Figur 13. Kromhalt i lakvatten från bio- och specialcell.



Figur 14. Arsenikhalt i lakvatten från biocell och specialcell.

i lakvatten från både biocell och specialcell på en jämn nivå. Därefter kan ett antal toppar i lakvattnet från specialcellen observeras. De tre senaste topparna sammanfaller med de mättillfällena då även höga nickel och zinkhalter observerades.

Till skillnad från resultaten i figur 12 uppvisar mätningarna av kromhalter toppar under cellernas första år. Förutom en topp 1998 håller sig halterna av krom i lakvatten från både biocell och specialcell runt 0,3 mg/L. Haltvariationerna är störst i specialcellen men sedan infiltrationens början kan ingen trend till ökad kromhalt i biocellens lakvatten påvisas.

Arsenik och bly

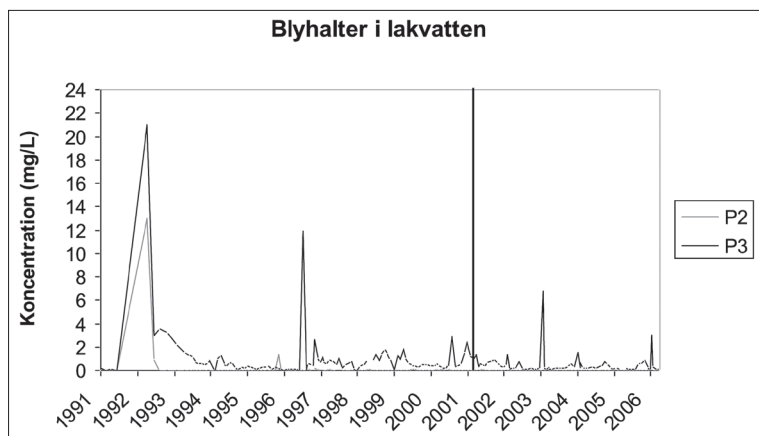
Figurerna 14–15 visar resultaten från provtagningar av dessa metaller.

Figur 14 visar att halterna av arsenik sedan 1999 fluktuerar kraftigt. De starkaste variationerna uppmäts i lakvatten från specialcellen men även i biocellen före-

kommer variationer. Variationerna i specialcellen har fortsatt sedan infiltrationens början och i biocellen noteras i slutet av 2005 en topp på 0,096 mg/L. Denna topp sammanfaller inte med någon av de ovan nämnda topparna för nickel, zink eller koppar.

Arsenikhalterna i specialcellen ligger vid en jämförelse av data cirka en tiopotens högre än i biocellen och toppvärdet på 0,096 mg/L i biocellen motsvarar cirka tio gånger så hög halt som tidigare resultat. Detta kan vara en indikation på att det extra tillskottet av arsenik som tillförs biocellen kan lakas ut och ge förhöjda halter i lakvattnet.

Liksom metallerna järn, krom och i viss mån även arsenik uppvisar bly initialt höga halter i lakvatten från både biocellen och specialcellen. Blyhalterna har sedan 1993 varit jämna och låga i biocellen och halterna i specialcellen uppvisar, bortsett från enstaka toppar, inga tendenser till att öka eller minska. Infiltrationen från specialcellen tycks inte ha påverkat biocellens lakvatten i fråga om blyhalt.



Figur 15. Blyhalter i lakvatten från biocell och specialcell.

Tabell 3. Jämförelse mellan tidigare rapporterade värden i för lakvatten [7] 8 och rådande situation på Spillepeng. Även kanadensiska riktlinjer för förorenat ytvatten redovisas.

Metall	Biocell	Specialcell	Syrabildande	Metanogen	Kanada
Fe	9,2	165	780 [5]	15 [5]	–
Mn	0,53	2,56	470 [5]	180 [5]	–
Co	0,011	0,015	0,055	0,055	–
Ni	0,042	0,287	0,42	0,17	0,15
Zn	0,077	5,97	5 [5]	0,6 [5]	0,02
Cu	0,055	0,506	0,13	0,13	0,004
Cr	0,019	0,010	0,130	0,090	0,02
As	0,005	0,027	0,024	0,034	0,05
Pb	0,004	0,492	0,28	0,20	0,001
Cd	0,0004	0,062	0,02	0,015	0,00001
Hg	0,0001	0,0001	0,0004	0,0002	0,0001

Infiltrationen uppfattas inte heller avseende kvicksilverhalten ha påverkat det utgående lakvattnet från biocellen. I både biocellen och specialcellen uppvisar kadmium initialt höga halter i utgående lakvatten. Därefter stabiliseras halterna i biocellen medan halterna i specialcellen fortsätter att fluktuerar. Det finns inget enhetligt mönster i variationerna men än så länge tycks inte lakvattnet från biocellen ha påverkats negativt av infiltrationen och med den det extra tillskottet av kadmium.

Enligt tabell 3 överskrider lakvattnet från biocellen de kanadensiska riktlinjerna för zink, koppar, bly och kadmium, dessa värden är därför kursiverade. Koppar och kadmium är de metaller vars halter överskrider riktvärdet i störst utsträckning. Om däremot de utgående metallhalterna i biocellen jämförs med tidigare rapporterade halter i ett lakvatten från en deponi som befinner sig i metanogen fas kan det konstateras att lakvattnet från biocellen innehåller förhållandevis låga halter.

Specialcellen befinner sig enligt tabellen någonstans i gränslandet mellan syrabildande fas och metanogen fas vilket även konstaterats då pH studerades. Viktigt att beakta här är att för de metaller som överskred det kanadensiska gränsvärdet i biocellen är halterna avsevärt högre. Vad gäller bly är halten mer än 100 gånger högre i specialcellen. Detta belyser i hög grad vikten av specialcellens lakvatten behandlas med avseende på metaller, exempelvis genom infiltration i bioceller.

Värt att notera i tabell 3 är att arsenikhalterna som rapporterats från tidigare studier är högre i det metanogena lakvattnet än i det syrabildande. Detta visar att antagandet om att mobiliteten av arsenik ökar då pH ökar stämmer. Följden blir att arsenik är den metall som är viktigast att kontrollera då ett lakvatten med lägre pH infiltreras i en mer alkalisk miljö. Trots att miljön i biocellen är mer reducerande än i specialcellen verkar inte denna skillnad påverka mobiliteten av järn och mangan

i lika hög utsträckning som en förändring i pH. Detta eftersom att de högsta järn- och manganhalterna uppmäts under den syrabildande fasen.

Diskussion och slutsatser

Uppehållstiden av vatten i biocellen är viktig inte minst för att de metanogena bakterierna ska hinna tillväxa. Om uppehållstiden är för kort finns en risk för ursköljning av biomassa och med det sker ingen nedbrytning i cellen. Från tidigare studier kan konstateras att uppehållstiden bör överstiga en månad.

Vid modellering av uppehållstid framkom att tiden påverkades dels av porositeten i biocellen och dels av infiltrationshastigheten. Porositeten och uppehållstiden följer ett linjärt samband där en ökning av 1 % i porositet motsvarar en ökning i uppehållstid med cirka en månad. I det här arbetet antogs kanaleffekterna utgöra 20 % av det strömmande vattnet och denna siffra är be-lagd med stor osäkerhet. Den verkliga infiltrationshastigheten över biocellen har varierat mycket och värden mellan 0,37 och 5,57 mm per dygn har rapporterats sedan infiltrationens början. Detta får till följd att uppehållstiden för vattnet varierar från år till år, beroende på bland annat nederbörd, men resultat från de kemiska analyserna visar att detta inte har inverkat på avskiljning av metaller. Inga metaller från tillfört lakvatten från specialavfallscellerna verkar kunna detekteras i utgående lakvatten från biocellen efter sex års mätningar. Saltgenomslaget kom redan efter 6–9 månader. Metaller fastläggs tydligen effektivt, vilket kan tolkas som att den rådande uppehållstiden är lång nog för att denna viktiga retardation ska ske. Vid infiltrationens början låg uppehållstiden runt ett par månader och upp mot ett år. Det finns på grund av biocellens ålder ingen anledning att tro att några dramatiska förändringar i porositet eller

kanalströmning kommer att ske framöver. Genom att identifiera och följa en kemisk parameter som är hög i det lakvatten som ska infiltreras, såsom konduktiviteten, kan utvärdering av den nya uppehållstiden göras vid en eventuell ökad hydraulisk belastning på biocellen.

Sammantaget visar resultaten från analyserna av metallhalter i lakvatten att infiltrationen av metallhaltigt lakvatten i biocellen innebär att metallerna fastläggs i avfallet. Frågan om vilka mekanismer som ligger bakom den fastläggning av metaller som sker förklaras bäst i termer av pH, redoxpotential, organiskt material och fällning. I biocellen är pH högre än i specialcellen och detta innebär en minskad mobilitet för alla undersökta metaller utom arsenik.

En reducerande miljö innebär att alla metaller utom järn och mangan fastläggs mer effektivt än i en oxiderande miljö. Halterna av järn och mangan är vid en jämförelse med andra lakvatten generellt låga och det är därför svårt att säga något om hur tillskottet från specialcellen påverkar biocellen eller om det ens har någon effekt. Att ingen påverkan i det utgående lakvattnet från biocellen kan visas idag har troligen sin förklaring i att järn och mangan retarderas i mer alkaliska miljöer och då är det alltså pH som är den mest avgörande faktorn för retardationen av dessa metaller.

Avfallet i biocellen kan troligen klassas som låghumifierat och med det finns en risk att humusämnen löser sig vid pH 7. Detta kan vara en förklaring till de fluktuationer i TOC-halt som biocellen uppvisar enligt miljörapporterna. Eftersom humusämnen kan föra med sig metaller då de går i lösning är det viktigt att regelbundna mätningar av pH och TOC-halt görs. Genom att koppla ihop pH med TOC kan en trend till lösligheten av humusämnen upptäckas.

Beträffande de fällningar som sker mellan metaller och andra joner kan återigen järn och mangan skiljas ut från de övriga då de i hög utsträckning fälls med hydroxidjoner. Detta förutsätter att pH är högt och en viss tillgång på syre så att hydroxydytor kan utbildas. pH i biocellen är högre än i specialcellen och detta är den bidragande orsaken till den retardation som sker av järn och mangan enligt diskussionen ovan.

Arsenik är den metall vars mobilitet avviker mest jämfört med de andra. Istället för att lösa sig vid låga pH, löser sig arsenik då pH ökar. Dessutom binder arsenik inte till organiskt material. Den topp som noterats i biocellen efter infiltrationens början kan utgöra ett mätfel men kan också vara en följd av infiltrationen och därför bör arsenikhalterna även fortsättningsvis kontrolleras.

Biocellen skulle kunna belastas hårdare genom att ytterligare en lakvattenström kopplas på alternativt att det lakvatten som producerats i biocellen återcirkuleras. Det är då emellertid viktigt att infiltrationshastigheten och med den uppehållstiden hålls på en stabil nivå för

att minimera risken för ursköljning. Om infiltrationen ska utökas måste de parametrar som påverkar fastläggningen analyseras och de hydrauliska förutsättningarna undersökas i fråga om porositet och kanalströmningens effekter.

- Alla metaller som analyserats i denna studie retarderas i biocellen. Detta förklaras genom att biocellen utgör en gynnsam miljö för fastläggning eftersom pH är högt och tillgången på organiskt material är högre än i specialceller.
- Det föreligger ingen akut risk för att metallerna som binds in i biocellen ska lösas ut och alkaliniteten är tillräckligt hög för att motstå förändringar i pH. Den mest påtagliga risken ligger därmed i att syre tränger ner, varpå miljön blir oxiderande.
- Modelleringen av uppehållstiden av lakvatten i biocellen visar att tiden det tar för vattnet att perkolera genom avfallet är tillräckligt lång för att metaller ska retarderas samtidigt som ingen risk för förlust av biomassa föreligger.
- Allt lakvatten från biocellen skulle kunna recirkuleras upp mot 3 gånger utan risk för ursköljning. Denna slutsats bygger dock på en rad antaganden om storlek på porositet och kanalströmning, vilket bör beaktas innan åtgärder vidtas.
- Metoden att infiltrera vatten från en cell till en annan är en relativt enkel och kan utvecklas till att omfatta även andra delar på Spillepeng. Relevanta parametrar i lakvattenströmmen och mottagande cell bör kontrolleras och en hydraulisk modell ställas upp. Detta för att säkerställa att miljön är gynnsam för fastläggning och att risken för ursköljning minimeras.

Referenser

- [1] Bendz, D. (1998) Generation of leachate and the flow regime in landfills. Report No 1023. Department of Water Resources Engineering.
- [2] Doran, F. (2002) Protecting groundwater quality is a principal focus on MSW regulations. MSW management. Hemsida. Tillgänglig: http://www.mswmanagement.com/mw_0205_leachate.html (2007-03-12)
- [3] Flyhammar, P. (1997) Heavy metals in municipal solid waste deposits. Report No 1019. Department of Water Resources Engineering.
- [4] Ilyas, A. (2006) Modelling water intrusion impacts on pollutant transport from an municipal solid waste landfill in Sweden. Master thesis. Lund Institute of Technology, dpt of water resources engineering. TVVR-7/5001.
- [5] IVL Svenska miljöinstitutet. (2000) Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag. IVL rapport B 1353, Stockholm.
- [6] Jones-Lee, A och Fred Lee, G. (2000) Appropriate use of MSW leachate recycling in municipal solid waste landfilling. 93rd air and waste management association.

- [7] Kjeldsen, P., Barlaz A, M., Rooker P, A., Baun, A., Ledin, A och Christensen H, T. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 32(4):297–336.
- [8] Lagerkvist, A och Cossu, R. (2005) Leachate recirculation: concepts and applications. *Proceedings Sardinia 2005. Tenth international waste management and landfill symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- [9] Marques, M och Hogland, W. (2003) Hydrological performance of MSW incineration residues and MSW co-disposed with sludge in full-scale cells. *Waste management* 23 (2003) 469–481.
- [10] Marques, M och Hogland, W. (2001) Stormwater run-off and pollutant transport related to the activities carried out in a modern waste management park. *Waste management and research* 2001: 19: 20–34. ISSN 0734-242X.
- [11] 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). ISSN 1650-2361. Elektronisk publikation tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0134-5.pdf> (2007-04-23)
- [12] Orta de Velásquez, T., Cruz-Rivera, R., Rojas-Valencia, N., Monje-Ramirez, I och Sánchez-Gómez, J. (2003) Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. *Waste Management and Research* (2003) : 21, sid 137–144.
- [13] Thiel, R. (2005) Observed benefits and problems associated with leachate recirculation. *Proceedings Sardinia 2005. Tenth international waste management and landfill symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- [14] Warith, M. (2001) Bioreactor landfills: experimental and field results. *Waste management* 22 (2002) 7–17.

