

Om filtrering och andra fysikalisk-kemiska separationsmetoder för lokal behandling av lakvatten

Kerstin Hoyer och Kenneth M Persson
Teknisk vattenresurslära
LTH, Lund
e-post: kenneth_m.persson@tvrl.lth.se

Sammanfattning

Efter slamöverenskommelsen mellan VAV, LRF och Naturvårdsverket år 1994 har många avfallsbolag börjat eller tvingats undersöka lokal lakvattenrening. Lakvattnets varierande sammansättning och volym ställer särskilda krav på behandlingen. Lakvatten innehåller, i motsats till kommunalt avloppsvatten, en proportionellt sett hög andel svårnedbrytbart material, varför biologisk rening ofta inte är tillräcklig och fysikaliska eller kemiska för- eller efterbehandlingssteg behövs.

I denna rapport har vetenskaplig litteratur inom området lokal lakvattenbehandling sammanställts. Ingen reningsmetod kan sägas vara klart överlägsen någon annan. Valet av behandlingsteknik tycks ofta vara en fråga om tradition, där varje land har sin preferens för vissa tekniker. Så används membranprocesser som omvänd osmos och nanofiltrering i stor utsträckning för behandling av lakvatten i Tyskland och Holland, medan mer naturnära och extensiva processer som mark- och vegetationsfilter är vanliga i Sverige.

Effekten av lakvattenrening beror på en mängd faktorer. Utmärkande för lakvattenstudier är just denna osäkerhet. Skilda förutsättningar, i form av lakvattnets sammansättning, klimat (som inverkar på bl.a. lakvattenmängder och biologi), geologi, avfallsslag och utformning av deponin med mera inverkar direkt på bildad mängd lakvatten, lakvattenkemi och reningseffekt. Studiernas varierande förutsättningar ger därför mycket varierande resultat för reduktionsförmågan av olika föroreningar (ofta varierande från omkring 10 till nästan 100%). Som ett riktvärde kan ändå sägas att en väldimensionerad lakvattenreningsanläggning kommer att sänka halten av kritiska parametrar med 60-90%. Filter kan användas som förbehandling för att avskilja grovt suspenderat material och partiklar. Filter kan också användas för efterpolering och adsorption av i lakvattnet löst material. Metaller och organiskt material avskiljs i stor utsträckning i filter. Närsalter, speciellt nitrat och ammonium, avskiljs i bästa fall i begränsad utsträckning, men i normalfallet knappast alls i filtersteg.

Det är svårt att jämföra olika behandlingsmetoder. Lakvatten behandlas ofta i en rad olika reningssteg, vilket gör det ännu svårare att jämföra olika forskningsresultat med olika kombinationer av behandlingar i olika ordning. Intresset för att dokumentera reningsanläggningar som varit i drift en tid är uppseendeväckande litet. Reningsanläggningar är givetvis sällan de mest prioriterade delarna av en deponi för ett avfallsbolag, men bristen på säkra uppgifter om reningseffekten i fullskalanläggningar är skriande. Dessa bör karaktäriseras bättre för att samla in erfarenhetsdata. Den viktigaste slutsatsen av denna litteraturstudie är att pilotförsök behöver göras på plats för att identifiera rätt reningsmetod för ett lakvatten.

Nyckelord: lokal lakvattenbehandling, fysikalisk-kemiska metoder, filtrering,

Innehåll

Sammanfattning	0
Innehåll	1
1. Inledning	2
1.1 Bakgrund	2
1.2 Rapportens upplägg	3
2. Filtrering och andra fysikalisk-kemiska reningsmetoder	4
2.1 Filtrering	4
2.1.1 Sandfiltrering	4
2.1.2 Torvfiltrering	5
2.1.3 Kalkfiltrering	5
2.1.4 Naturlig infiltration	6
2.1.5 Geofiltrering	7
2.1.6 Filtrering med tallbark	7
2.1.7 Filtrering med masugnsslam (BFS)	7
2.1.8 Filtrering med kalcinerad clearit	8
2.2 Adsorption	8
2.3 Jonbyte	11
2.4 Elektrokemisk behandling	11
2.5 Luftade dammar	11
2.6 Recirkulation	12
2.7 Koagulation/flockulering	13
2.8 Kemisk fällning	14
2.8 Kemisk oxidation	16
2.9 Ammoniakavdrivning (ammoniumstripping)	17
2.10 Membranprocesser	18
2.10.1 Omvänd osmos (RO)	18
2.10.2 Nanofiltrering (NF)	23
2.10.3 Ultrafiltrering (UF)	24
2.10.4 Membranbioreaktor, MBR	25
2.11 Indunstning	27
2.12 Mark/växt-system	28
3. Kapaciteter	33
4. Kostnader	34
5. Diskussion och slutsatser	35
6. Referenser	39
Opublicerat	43
Elektroniska referenser	44
Personliga kontakter	44
Bilaga A. Sammanställning av resultat från försök med de olika reningsteknikerna ..	45
Bilaga B. Sammanfattning av reningförmågan av ovan beskrivna behandlingsmetoder	59

1. Inledning

Efter slamöverenskommelsen mellan LRF, VAV och Naturvårdsverket 1994 finns vid många avfallsdeponier idag ett intresse för eller ibland ett krav från huvudmannen för avloppsreningsverket eller tillsynsmyndigheten att koppla bort lakvattenreningen från den kommunala avloppsreningen och istället behandla vattnet lokalt vid deponin (Gustafson et al, 2001; Sunne Kommun, 2006). Varierande sammansättning och flödesvolym av lakvatten från en avfallsdeponi utgör utmaningar vid val av lämplig behandlingsmetod för vattnet. Jämfört med avloppsvatten från hushåll innehåller lakvatten ofta något högre halter av oorganiska och svårnedbrytbara organiska ämnen, vilket gör det svårt att behandla lakvatten enbart med biologiska reningsmetoder (Ozturk et al, 2003). Bara en mindre del av de syrekrävande föreningarna i lakvatten har visat sig kunna reduceras med biologisk nedbrytning. Lakvatten kan verka hämmande för mikroorganismerna på grund av salthalt och ammoniumhalt. Fysikalisk och/eller kemisk rening av lakvatten krävs därför antingen som enskild rening eller som för- eller efterbehandling av biologiskt renat vatten (Peters, 1998a). I denna studie ges en sammanfattning och utvärdering av dagens fysikalisk-kemiska metoder för rening av lakvatten.

1.1 Bakgrund

Sammansättningen av lakvatten är i första hand beroende av deponins ålder. En avfallsdeponi genomgår följande faser (se t.ex. Vandecasteele och Block, 2003):

- ◆ Initialfas - Lätt nedbrytbart organiskt material bryts ner under aeroba förhållanden m.h.a. luft som finns innesluten i avfallet.
- ◆ Övergångsfas - Syret i deponin tar slut och anaeroba förhållanden bildas. Nitrat och sulfat agerar som elektronmottagare i biokemiska processer och reduceras till kväve och vätesulfit.
- ◆ Sur fas - När redoxpotentialen sjunker ännu lägre börjar mikroorganismerna som är ansvariga för produktionen av koldioxid- och metangas av organiskt material att bli aktiva. Högmolekylära ämnen bryts ner till mindre molekyler av enzymer (hydrolys) och anaeroba bakterier bryter ner hydrolyspanprodukterna till mindre molekyler, t.ex. ättiksyra. Koldioxid och vätgas bildas och pH sjunker, vilket löser vissa tungmetaller. Lakvatten från den sura fasen kännetecknas av höga halter organiska syror och oorganiska joner, hög BOD (>10000 mg/l), hög BOD/COD ($\geq 0,4$) och lågt pH (5-6) (Stegmann et al, 2005).
- ◆ Metanogen fas - Metanbildare blir aktiva och dominerande. De omvandlar ättiksyran och vätgasen som bildades i den sura fasen till metan- och koldioxidgas. Bakterierna är strikt anaeroba och pH ökar till 6,8-8. Lakvatten från den metanogena fasen kännetecknas av låg BOD/COD ($\leq 0,2$), låga halter BOD och pH 6-8 (Stegmann et al, 2005).
- ◆ Mättnadsfas - Mättnadsfasen inleds när allt lätt biodegraderbart material har omvandlats till metan och koldioxid.

De olika faserna leder till en annorlunda sammansättning av lakvatten för gamla och unga avfallsdeponier (se tabell 1).

Tabell 1. Vanlig sammansättning av lakvatten (Vandecasteele och Block, 2003).

Ämne	Halt [mg/l] ¹	
	Ung deponi (< 2 år)	Gammal deponi (> 10 år)
BOD ₅	2000-30000	100-200
COD	3000-60000	100-500
TSS	200-2000	100-400
Organiskt kväve	10-800	80-120
NH ₄ ⁺ -N	10-800	20-40
Nitrat	5-40	5-10
Totalt fosfor	5-100	5-10
pH	4,5-7,5	6,6-7,5
Klor	200-3000	100-400
Sulfat	50-1000	20-50
Totalt järn	50-1200	20-200

Ökade askhalter (från sopförbränning) på deponin kan leda till ökade tungmetall- och salthalter (Urase et al, 1997).

För lakvattenbehandling redovisar RVF (2005) följande generella krav:

- ◆ Behandlingstekniken skall kunna klara förväntade myndighetskrav.
- ◆ Systemet bör vara så långt möjligt energimässigt gynnsamt och kretsloppsanpassat.
- ◆ Tekniken skall vara beprövad, etablerad och driftsäker.
- ◆ Tekniken skall vara enkel och flexibel.
- ◆ Tekniken skall medföra rimlig driftkostnad.
- ◆ Användning av kemikalier bör undvikas.
- ◆ Anläggningen måste kunna tåla vissa flödesvariationer utan behov av bräddning.
- ◆ Anläggningen måste klara vissa variationer i sammansättning av lakvattnet.
- ◆ Metoden skall helst tillåta drift året runt för att undvika stort lagringsbehov.

1.2 Rapportens upplägg

I denna rapport ges en överblick över metoder för lokal lakvattenbehandling med tyngdpunkt på filtrering och motsvarande fysikalisk-kemiska reningsmetoder. En beskrivning och utvärdering av teknikerna med information om avskiljningsförmågan för olika föroreningar (i första hand COD, kväve och tungmetaller) samt uppgifter om kapacitet, kostnader och alternativa processlösningar återfinns i kapitel 2. Kapitel 3 och 4 ger en sammanfattning av kapaciteter och kostnader som följs av en diskussion med slutsatser i kapitel 5. Bilagt till rapporten finns tabeller som sammanfattar resultaten från olika försök gjorda på reningen av lakvatten med de olika teknikerna (bilaga A) samt en sammanfattning på teknikernas förmågan att avskilja COD, kväve och metaller (bilaga B).

¹ förutom pH som inte har någon enhet

2. Filtrering och andra fysikalisk-kemiska reningsmetoder

Den förhållandevis höga halten svårnedbrytbart material i lakvatten innebär att biologisk rening i de flesta fall inte är tillräcklig för rening av vattnet och att filtrering och andra fysikalisk-kemiska reningsmetoder, ensamma eller möjligtvis i kombination med biologisk behandling, är nödvändiga för en effektiv rening av lakvattnet. Filtrering är en separation som skiljer ut ämnen i första hand efter deras storlek. Men vidare kan ämnen också avskiljas efter densitet, ytladdning, hydrofilicitet (grad av ”vattenlöslighet”), förmåga att bilda komplex m.m. I motsats till biologiska processer är uppstarttiderna för filtrering och motsvarande fysikalisk-kemiska processer kortare och reningen är lättare att automatisera (Nilsson et al, 1991). Teknikerna är dessutom ofta mindre känsliga för temperaturvariationer, men har nackdelen att efter-behandling av slam och andra restprodukter ofta är nödvändiga samtidigt som kemisk behandling innebär höga kemikaliekostnader (Nilsson et al, 1991).

Nedan följer en genomgång och utvärdering av de för närvarande vanligaste fysikalisk-kemiska reningsmetoder för lakvatten.

2.1 Filtrering

2.1.1 Sandfiltrering

Sandfiltrering för rening av lakvatten lämpar sig främst som en förbehandlingsmetod för lakvatten före behandling med översilning eller i våtmark (se avsnitt 2.13) (RVF, 1996). Före sandfiltreringen bör halten suspenderat material och järn reduceras. Baddtjockleken bör vara omkring 1 m och något finare korn än för behandling av avloppsvatten bör väljas för att få utfällningar av järn så nära ytan som möjligt (RVF, 1996).

Reduktion av COD

Lättnedbrytbart material (BOD) reduceras med omkring 50% medan COD avskiljs med 20-30% (RVF, 1996).

Reduktion av tungmetaller

RVF (1996) visar på en reduktion av järn och mangan på omkring 80%.

Reduktion av andra ämnen

Sandfiltrering är mycket effektiv mot partikulära föroreningar (SS), som reduceras med omkring 80% (RVF, 1996).

Kapacitet

Sandbäddar dimensioneras för en medelbelastning på c:a 0,05-0,10 m³/m²,d (RVF, 1996).

Kostnader

Den största kostnaden i sandfiltrering utgörs av filtermaterialet och är till stor del beroende av transportavståndet (RVF, 1996). Investeringskostnaden för en filterbädd med kapaciteten att rena 40000 m³/år (filteryta på 1000 m²) bedöms av RVF (1996) till omkring 1 miljon kronor. Det översta sandlagret bör bytas ut med några års mellanrum. Driftkostnaden är låg, omkring 1 SEK/m³.

2.1.2 Torvfiltrering

Torvfilter i våtmark kombinerar filtrering med biologisk nedbrytning. Tekniken fungerar bäst vid inte alltför höga halter organiskt avfall eftersom den biologiska nedbrytningen är tidskrävande (Nyström, 2004).

Reduktion av COD

Syreförbrukande ämnen kan reduceras med 60-70% genom torvfiltrering (Nyström, 2004). Vid filtrering i torv med aktivt kol är reduktionen av BOD, COD och alifatiska kolväten mer effektiv än vid filtrering med enbart torv eller aktivt kol (Laqua Treatment AB).

Reduktion av tungmetaller

Även om goda resultat (50% reduktion av tungmetaller (Nyström, 2004) och särskilt bra reduktion av kvicksilver (Bohm, 2000)) har uppnåtts med torvfilter, har erfarenheten gjorts vid Löt avfallsanläggning att torvfilter inte fyller någon särskild funktion i lakvattenbehandlingen. Filtret noterades inte binda några metaller och för alla metaller utom bly ökade t.o.m. halten över filtret, vilket möjligen beror på lakning av metaller från bergkrossen som torven var blandat med (10-15 vikt% torv) (Viberg, 2004).

Reduktion av andra ämnen

Fenoler och icke polära organiska föreningar kan avskiljas med 75 resp. 89% i geofilter med torv och aska (Mårtensson et al, 2005).

Kapacitet

Fullskaleanläggningar i Sverige och Finland har kapaciteter mellan 0,125 och 0,42 m³/m²,d (Nilsson, 2006).

Kostnader

Investeringskostnaden för en anläggning för rening av lakvatten med torvfiltrering redovisas ligga omkring 3000 SEK/m² (Nilsson, 2006). De totala reningskostnaderna uppskattas till 10-20 SEK/m³ (Nyström, 2004).

Teknikens nackdelar

För höga halter adsorberad kobolt bedöms påverka mikroorganismer och växter som lever i våtmarken allvarligt (Bohm, 2000). Vid torvfiltrering genom myrmark finns även risk för nedsatt adsorptionskapacitet i torven samt ytavrinning av vattnet p.g.a. för höga vattenflöden, som bl.a. kan uppstå vid hög dagvatteninfiltration (Bohm, 2000). Högt ytavrinnig kan leda till att metalljoner som Hg²⁺, Cd²⁺, Pb²⁺ och Zn²⁺ återlöses eftersom dessa inte sitter särskilt hårt bundna till torven.

2.1.3 Kalkfiltrering

Reduktion av tungmetaller

Divalenta katjoner (t.ex. Fe²⁺) dras till den negativt laddade kalkspatytan vid pH över 8,3 och kan genom fällning i form av karbonater avskiljas ur lakvatten m.h.a. kalkfiltrering till över 90% (Aziz et al, 2004a). Kalk används ibland som tillsats för att neutralisera surt lakvatten. Kalciumhalten i lakvattnet ökar som regel vid kalkning.

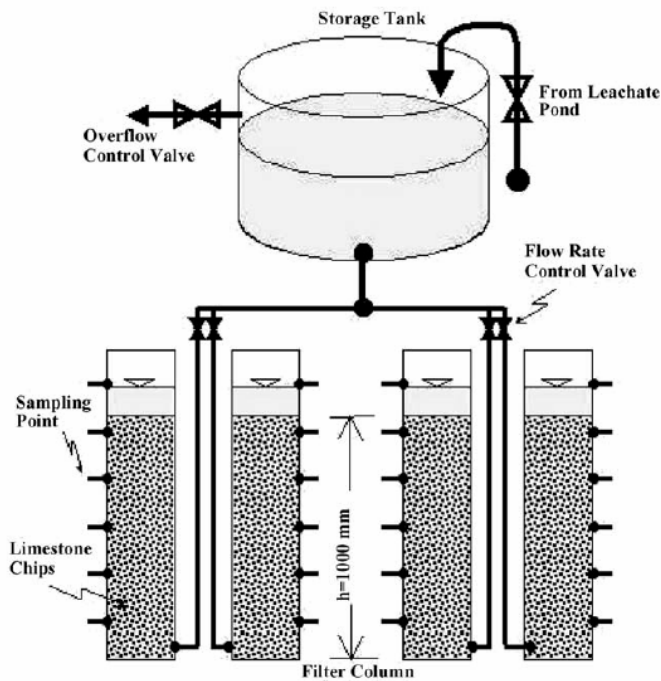


Bild 1. Processchema av ett kalkfilter för rening av lakvatten (Aziz et al, 2004).

2.1.4 Naturlig infiltration

Till skillnad från ovan beskrivna aktiva filtreringsmetoder kräver naturlig infiltration ingen skötsel och används om avfallsdeponin ligger på mark som lämpar sig för infiltration och de geologiska förhållanden och grundvattenmagasinet är väl kända och fungerar för naturlig infiltration (RVF, 1996).

Reduktion av COD

Reningseffekten för en infiltrationsanläggning bör enligt RVF (1996) mätas där vattnet åter når ytan, d.v.s. i ytvattnet. Reningseffekten är god för lätt nedbrytbart organiskt material (RVF, 1996). Utspädningseffekten kan vara stor.

Reduktion av kväve

Kvävereduktioner på 20-30% har uppmäts i naturlig infiltration (RVF, 1996).

Reduktion av tungmetaller

Reduktionen av tungmetaller är enligt RVF (1996) god.

Kapacitet

Normalt väljs en plats där naturlig avrinning saknas och avståndet till grundvatten är stort. Om dessa förutsättningar möts av den plats där deponin anläggs är deponiytan tillräcklig för infiltration av lakvattnet eftersom deponeringen inte ökar nederbördsöverskottet (RVF, 1996).

Kostnader

Ekonomiskt utgör naturlig infiltrering av lakvatten den billigaste behandlingsmetoden för lakvatten (RVF, 1996). Kostnaden utgörs först och främst av förundersökningar av platsens geologiska förhållanden och grundvattnet.

Teknikens nackdelar

Problemet med spontan, naturlig infiltration av lakvatten är främst svårigheterna att kontrollera processen och särskilja reningen från utspädningen än konstaterade störningar (RVF, 1996).

2.1.5 Geofiltrering

I geofilter kombineras sandfiltrering med någon typ av sorption (adsorption eller jonbyte) (RVF, 1996). Sanden blandas med en sorbent som förbättrar fastläggningen av föroreningar i filtret. Vanliga sorbenter är t.ex. aktivt kol eller torv (RVF, 1996) där torv kan vara en lämplig sorbent för reduktion av tungmetaller, medan organiska ämnen bör avskiljas med aktivt kol (RVF, 1996). Av denna anledning föreslår RVF (1996) en rening i två steg, ett sandfilter för avskiljning av partiklar och ett sorptionsfilter för reduktion av lösta föreningar.

Reduktion av COD

RVF (1996) redovisar reduktioner på 70-80% för COD i geofilter med aktivt kol. Mårtensson et al, (2005) dokumenterade också en ganska hög reduktion, minst 50%, av polära och opolära organiska ämnen i lakvatten vid geofiltrering med torv och torv blandat med aska. Metaller undersöktes inte speciellt.

Reduktion av tungmetaller

Reduktioner av tungmetaller på 90% redovisas av RVF (1996). Adsorption till torvfilter och torvfilter blandat med aska visade att koppar adsorberade lättare än kadmium, som i sin tur adsorberade lättare än nickel (Kängsepp et al, 2003). Jämviktsadsorption skedde inom två timmar vid låga metallhalter (5 mg/l) och inom fyra timmar vid höga metallhalter (100 mg/l)

Reduktion av andra ämnen

Fettlösliga ämnen kan avskiljas i storleksordningen 99% med geofiltrering (RVF, 1996).

2.1.6 Filtrering med tallbark

Tallbark, en restprodukt från massaindustrin, kan användas för filtrering av lakvatten (Nehrenheim et al, 2005).

Reduktion av tungmetaller

Zink reduceras med 20% i tallbarkfilter i batch-experiment, medan övriga undersökta metaller håller sig till en reduktion på över 60% för samtliga undersökta koncentrationer (Nehrenheim et al, 2005). On-site-filtrering med tallbark visades inte fungera lika bra, vilket Nehrenheim et al (2005) förklarar med det turbulenta flödet i batch-experimenten som skapar en bra kontakt med adsorptionsmediet.

Teknikens nackdelar

Nehrenheim et al (2005) noterar att risken för igensättning av filter är större för filtrering med tallbark än masugnsslam.

2.1.7 Filtrering med masugnsslam (BFS)

Masugnsslam, en restprodukt från stålverken, har visat sig kunna användas som filtermaterial vid lakvattenbehandling (Nehrenheim et al, 2005; Hjelm, 2005) med ibland högre effektivitet än järnhaltiga naturliga filtermaterial som järnoxidsand, olivin och nefelin (Hjelm, 2005). Effektiviteten är inte pH-beroende men sänks något vid höjda halter organiskt material, eftersom det organiska materialet konkurrerar med de reaktiva ytorna på filtren om att binda de

fria metalljonerna (Hjelm, 2005). En flödesökning påverkade reduktionsförmågan marginellt. De undersökta flödena var 0,12 och 0,62 m³/m²,d.

Reduktion av tungmetaller

Reduktionen av metaller med batch-filtrering med masugnsslam är beroende av metallernas initialkoncentrationer, vilket Nehrenheim et al (2005) och Hjelm (2005) förklarar med en konkurrens om adsorptionsytorna. Amorf masugnsslam reducerar över 90% av ingående krom vid initialkoncentrationer mellan 0,2 och 200 mg/l, bly reduceras med över 90% vid koncentrationer över 2 mg/l, zink reduceras nästan helt vid koncentrationer under 2 mg/l och koppar reduceras med över 80% oberoende initialkoncentration medan nickel knappast reduceras alls (Nehrenheim et al, 2005). Satsvis filtrering med kristallin masugnsslam reducerar bly, krom och zink nästan helt vid initialkoncentrationer på 200 mg/l medan koppar har sin bästa reduktion (över 80%) vid 20 mg/l (Nehrenheim et al, 2005). Inga höga reduktioner har visats för filtrering i större skala, vilket Nehrenheim et al (2005) förklarar med det turbulenta flödet vid satsvis filtrering som skapar en bra kontakt med adsorptionsmediet. Så turbulent flöde förelåg inte i försöket på plats.

Hjelm et al (2005) redovisar reduktioner mellan 20 (nickel) och nästan 100% (bly).

Kapacitet

Hjelm (2005) visade god reningseffekt av filter med bl.a. masugnsslagg för flöden på upp till 0,62 m³/m²,d.

Teknikens nackdelar

Risk för igensättning av filtret finns i masugnsslamfilter, om dock mindre än vid filtrering med tallbark (Nehrenheim et al, 2005).

2.1.8 Filtrering med kalcinerad clearit

Reduktion av tungmetaller

Av olika stenmjöl har kalcinerad clearit med zeolitliknande struktur visat sig mest effektiv i reduktionen av metaller med följande avskiljningsförmåga: Cu (99,51%), Mn (99 %), Co (96,05%), Zn (92,7-99,3%), Al (98,81%) och Fe (97,7%) (Industrimineralcentrum, 2003). Enligt industrimineralcentrum (2003) har den kemiska sammansättningen av mineralen i filtret sekundär betydelse jämfört med kornstorlek och flöde.

2.2 Adsorption

Adsorption kallas den process där ämnen övergår från en flytande fas för att ”bindas” till ytan av en fast fas (Kurniawan et al, 2006). Adsorption kan delas in i tre grupper (Carlsson och Hell, 1994):

- ◆ kemisk adsorption (kovalenta bindningar och vätebindningar)
- ◆ elektrostatisk adsorption (jonbyte)
- ◆ fysikalisk adsorption

Reduktion av COD

Adsorption med PAC² har gett reduktioner av COD på 49-87% (Kargi och Pamukoglu, 2004; Stegmann et al, 2005) medan adsorption med XAD8 (makroporös metylmetakrylat-

² PAC = aktivt kol i pulverform

kopolymer) kan reducera 59% av COD (andelen COD som utgörs av fulvosyra) i lakvatten förbehandlat med trycksatt biologisk rening och pH-sänkning till pH 1,5 för utfällning av humussyra (13,5% av inkommande COD) (Rodríguez et al, 2004). För adsorption med GAC³ kunde Rodríguez et al (2004) inte erhålla utgående COD-halter under 191 mg/l och endast 18% av inkommande COD kunde reduceras med zeolitpulver som adsorbent (Kargi och Pamukoglu, 2004).

Reduktion av kväve

Ammoniumkväve kan reduceras med maximalt 40% med GAC (Aziz et al, 2004b), 16-65% med PAC (Kargi och Pamukoglu, 2004; Stegmann et al, 2005), 28% med zeolitpulver (Kargi och Pamukoglu, 2004) och endast 19% med kalk (Aziz et al, 2004b).

Reduktion av tungmetaller

Avskiljningen av negativt laddade metaller har visat sig vara pH-beroende vid adsorption med granulärt aktivt kol eftersom adsorptionen gynnas av metallkomplex snarare än fria metalljoner (Wasay et al, 1999). I experimenten utförda av Wasay et al (1999) ökade reduktionen av kvicksilver då pH ökade från 5,4 till 6,9 för att återigen sjunka vid pH 7,7. Reduktionen av Cd, Cu, Mn, Pb och Zn ökade då pH ökades från 5,4 till 7,7 med maximala reduktioner på 88, 86, 78, 95 resp. 84%. Vid pH-ökningen från 5,4 till 7,7 sjönk reduktionen av Cr från 77 till 18%. Adsorption med granulär aktiv aluminiumoxid (GAA) och järnklorid (FC) dokumenterades ha något lägre reduktioner.

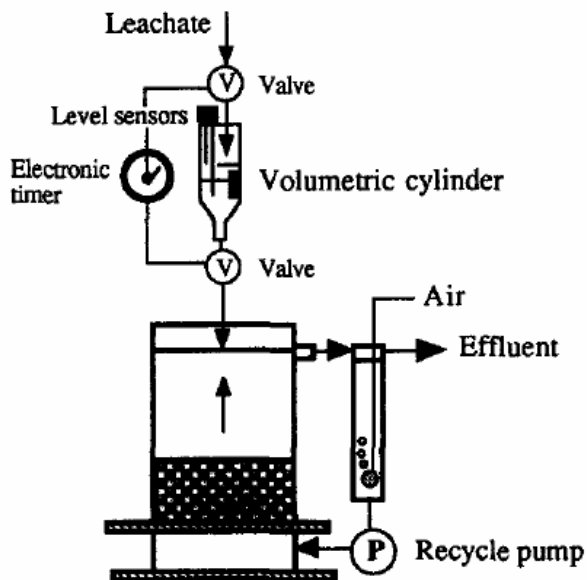


Bild 2. Schematisk bild av BACFB-processen för rening av lakvatten genom adsorption (Imai et al, 1995).

Bor, som har visat sig vara svårt att avskilja från vatten med konventionella metoder, kan avskiljas effektivt till utgående halter på 1 mg/l och lägre med adsorptionsteknik med resin innehållande n-metylcucumin som reagerar selektivt med bor (Misumi et al, 2005). Desorption kan ske med syra och kolonnen kan regenereras med alkalisk lösning.

³ GAC = granulärt aktivt kol

Val av adsorbent

På grund av sina fysikaliska egenskaper som stor aktiv yta, mikroporös struktur, hög adsorptionskapacitet och ytreaktivitet är aktivt kol en populär adsorbent för borttagande av organiska och oorganiska föroreningar ur vatten (Wasay et al, 1999; Aziz et al, 2004b; Kurniawan et al, 2006). Aktivt kol används i granulär form (GAC) eller som pulver (PAC). Fördelen vid användandet av granulärt aktivt kol i kolonner jämfört med aktivt kol i pulverform är möjligheten att eliminera ett fällningssteg för avskiljning av det aktiva kolet (Stegmann et al, 2005).

Andra undersökta adsorbenter för behandling av lakvatten är granulär aktiv aluminiumoxid (GAA) (Wasay et al, 1999), järnklorid (FC) (Wasay et al, 1999), kalk (Aziz et al, 2004b) och zeoliter (Kargi och Pamukoglu, 2004).

Kapacitet

GAC kan binda 21 mg metaller/g adsorbent (Wasay et al, 1999).

Alternativa processutföringar

Biologisk rening av lakvatten kan med fördel kombineras med adsorption med aktivt kol (Imai et al, 1995; Pirbazari et al, 1996; Kargi och Pamukoglu, 2004) och undersökningar har bl.a. gjorts av biofilm som låts växa på partiklar av aktivt kol (Pirbazari et al, 1996) samt en process som består av en fluidiserad bädd med aktivt kol (BACFB) (Imai et al, 1995).

Reduktioner av DOC⁴ med 58% har uppnåtts för BACFB-processen (Imai et al, 1995). För högre reduktion föreslår Imai et al (1995) längre uppehållstider alternativt kombination med andra behandlingsmetoder som ozonering eller aluminiumkoagulation för avskiljning av starkt resistent och mindre adsorberbara ämnen. Den biologiska behandlingen resulterade enligt Imai et al (1995) i en sänkt adsorberbarhet av lakvattnet till aktivt kol och produktion av icke-adsorberbara organiska ämnen.

Kargi och Pamukoglu (2004) noterade att reduktionen av föroreningar är beroende av adsorbentdoseringen men konstant för doser över 2 g/l. Deras försök resulterade i en rangordning av de undersökta adsorbenterna m.a.p. COD-reduktion som följer: COD-reduktion på 87% (2 g/l PAC), 77% (1 g/l PAC och PZ var), 76% (2 g/l PZ) och 74% (endast biologisk rening).

Eftersom reduktionen av TOC⁵ i försöken utförda av Pirbazari et al (1996) är en kombination av adsorption och biodegradering, är det svårt att se den relativa fördelningen mellan de två mekanismerna, men en total reduktion av TOC med 95-98% visades för olika lakvatten. Vid tillsats av 5 g/l PZ resp. PAC reduceras 40 resp. 30% ammoniumkväve efter 30 timmar (Kargi och Pamukoglu, 2004). Biologisk rening med adsorption har även visat sig vara effektiv för avskiljning av aceton och metyletylketon (99%) och tetrahydrofuran (95%). I samma lakvatten kunde utgående halter på 0,05 mg/l erhållas för bensen, toluen, dikloretan, trikloretan, metylklorid och diklorpropan medan bensenextraherbara ämnen som fenol, 2,4-dimetylfenol, naftalen och isopropan reducerades till halter under 0,005 mg/l (Pirbazari et al, 1996). Medelvärdet på avskiljningen av fenol och bensensyra låg på 99,7% (Pirbazari et al, 1996).

⁴ DOC = löst organiskt kol

⁵ TOC = totalt organiskt kol

Vid separation av vatten och den fasta fasen med membranfiltrering kan fouling minskas genom hållning av ett turbulent flöde samtidigt som aktivt kol-partiklarna minskar fouling genom att slå tillbaka partiklar som har fastnat i membranet till bulken (back-migration), bildning av ett okompressibelt filter och begränsning av tjockleken av gränsskiktet vid membranet (Pirbazari et al, 1996).

Teknikens nackdelar

Rening av lakvatten genom adsorption av föroreningar kräver regenerering av adsorptionsmediet samt omhändertagande av effluentet från regenereringen (Misumi et al, 2005).

2.3 Jonbyte

Jonbyte är den reversibla interaktionen av joner mellan en fast och en flytande fast som inte ger upphov till en permanent förändring av det fasta ämnets struktur (Kurniawan et al, 2006). Tekniken är kapabel till avskiljning av spår av metallföroreningar i lakvatten. Vattnet bör förbehandlas biologiskt. Fastän jonbyte idag inte används i många lakvattenbehandlingar, har det fått stort intresse i Tyskland för borttagande av icke-biodegraderbara ämnen som innehåller humusämnen (Kurniawan et al, 2006).

Som sorbent kan t.ex. kaolinit ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), ett lermaterial, användas (Majone et al, 1998).

Reduktion av tungmetaller

Reduktionen av metaller med jonbyte är beroende av adsorbentdosering (Majone et al, 1998). Med 192 g/l kaolinit kan metaller avskiljas ur lakvatten genom jonbyte med 36,7-82,9% där kadmium reduceras minst och avskiljningen av bly är mest effektiv (Majone et al, 1998).

2.4 Elektrokemisk behandling

Elektrokemisk behandling som elektrodialys genom membranteknik har undersökts bl.a. i Frankrike och Brasilien (Kurniawan et al, 2006). Reduktioner på 73 och 49% för COD resp. NH_4^+ -N kunde visas, men den höga energiförbrukningen leder till högre kostnader för denna teknik jämfört med andra reningsmetoder, varför elektrokemisk behandling av lakvatten inte har undersökts särskilt mycket (Kurniawan et al, 2006).

2.5 Luftade dammar

Luftade dammar är den vanligaste behandlingen av lakvatten från svenska avfallsupplag (RVF, 1996). Luftning används vid ett antal avfallsupplag i Sverige antingen som enda behandling eller som förbehandling innan vattnet leds till annan behandling (t.ex. markinfiltration, bevattning eller kommunalt reningsverk). Istället för att använda tekniken som förbehandling kan luftning i dammar även kombineras med andra tekniker som kemisk fällning eller biologisk behandling (RVF, 1996). RVF (1996) föreslår en uppehållstid i dammen på omkring 15-30 dygn, vilket dammvolymer bör dimensioneras efter.

Reduktion av COD

Luftade dammar för behandling av lakvatten i metanfasen har visat på en reduktion av COD på omkring 20-30% (RVF, 1996), vilket enligt RVF (1996) motsvarar andelen BOD av det organiska materialet. Tillsats av näringsämnen i form av fosfor har visat sig ge högre avskiljning av COD (Nilsson et al, 1991; Naturvårdsverket, 1993). Nilsson et al (1991) uppnådde

en reduktion av COD på över 97%. BOD reducerades i samma försök med över 99% för uppehållstider på enbart 10 dygn.

Reduktion av kväve

Kvävereduktionen i en luftad damm är normalt liten. Kvävereduktionen sker genom nitrifikation, bakteriell kväveassimilering och avdrivning av ammoniak till luften (Naturvårdsverket, 1993). Dokumenterade reduktioner av kväve ligger omkring 20-40% (RVF, 1996) medan Nilsson et al (1991) visar något högre reduktioner av ammoniumkväve (över 59%) vid tillsats av fosforsyra.

Reduktion av tungmetaller

Vissa metaller faller ut effektivt i en luftad damm. Reduktioner på 50-90% finns dokumenterade för järn och mangan (RVF, 1996). Även Nilsson et al (1991) upptäckte en stor variation i avskiljning av olika metaller. Medan natrium, kalium, magnesium och koppar endast reducerades med 10-30% kunde 78% av inkommande kalcium avskiljas i den luftade dammen. Reduktionen av mangan, järn och zink uppmättes till över 94% (Nilsson et al, 1991).

Kostnad

Kostnaden för en anläggning med luftade dammar är beroende av bl.a. önskad uppehållstid, markförhållanden, grundvattennivåer, behov av pumpning och eventuella krav på konstgjord tätning av botten (RVF, 1996). Investeringen för en anläggning för behandling av 40000 m³/år (motsvarande i genomsnitt 110 m³/d) uppskattas av RVF (1996) till ungefär 1 miljon SEK. Till detta kommer en driftkostnad (främst för elektricitet för syretillförsel) på ungefär 1 SEK/m³ (RVF, 1996).

Den något äldre studien genomförd av Nilsson et al (1991) uppger en investeringskostnad på 600000 SEK i 1983 års prisnivå och en driftkostnad omkring 2,5 SEK/m³.

2.6 Recirkulation

Även om recirkulation av lakvatten i deponin snarare bör betraktas som förbehandling än en reningsmetod för lakvatten (Nilsson et al, 1991; RVF, 1996), kan recirkulationen ge positiva effekter som (Thiel, 2005):

- ◆ mycket förbättrad komprimering av avfallet
- ◆ höga avfallsdensiteter
- ◆ accelererad nedbrytning av avfall och föroreningar i lakvatten (Recirkulation av starkt förorenat lakvatten kan ge ett lakvatten med lågt innehåll av organiska ämnen (Nilsson et al, 1991).)
- ◆ ökad produktion av deponigas (Balslev et al, 2005; Thiel, 2005)
- ◆ minskad lakvattenmängd p.g.a. avdunstning (Nilsson et al, 1991)

För lyckad recirkulation av lakvatten krävs dock även viss organiserad drift. Studier visar bl.a. på följande saker som bör beaktas (Lagerkvist och Cossu, 2005):

- ◆ För ökad evapotranspiration från deponin krävs ett lakvatten med låg BOD-halt för att förhindra negativa effekter på deponins vegetation.
- ◆ Borttagande av järn och mangan är nödvändig för att förhindra inkrustbildning och igensättning av deponin (Nilsson et al, 1991; Lagerkvist och Cossu, 2005).

Reduktion av COD

Nilsson et al (1991) har dokumenterat reduktioner av COD på 70% efter 30 månader recirkulation. COD-reduktioner på nästan 97% har visats av Fleming et al (2005), där lakvatten recirkuleras efter nitrifikation.

Reduktion av kväve

Ammoniumkväve reduceras inte nämnvärt av recirkulation (Nilsson et al, 1991) men Fleming et al (2005) och Balslev et al (2005) visar på goda reduktioner av kväve vid recirkulation av lakvatten efter nitrifikation (omkring 80⁶ resp. 100%).

Kapacitet

Kapaciteten för recirkulation av lakvatten i deponin uppskattas av Barina et al (2005) vara 0,1 m³/ton avfall,år, medan Balslev et al (2005) uppskattar den hydrauliska kapaciteten för recirkulation av lakvatten till omkring 3 m³/m²,d.

Alternativa processutföranden

Recirkulation har visat sig fungera bra för denitrifikation av lakvatten som har genomgått ett nitrifikationssteg, där avfallet i deponin fungerar som kolkälla för denitrifikationsbakterierna (Naturvårdsverket, 1993; Lagerkvist och Cossu, 2005; Fleming et al, 2005; Balslev et al, 2005).

Teknikens nackdelar

Recirkulation som enskilt reningssteg för lakvattenbehandling har visat en mycket begränsad reningseffekt (RVF, 1996). Thiel (2005) nämner nackdelar som ökad lukt (vilket delvis kan bero på ökad produktion av deponigas), läckage av lakvatten vid sidan av deponin, ökad risk för igensättning av oorganiskt material i insamlingsystemet för lakvatten, risk för översvämning i gasbrunnar och signifikanta mängder lakvatten som sugts in i gasinsamlingsystemet.

2.7 Koagulation/flockulering

Koagulation definieras som den process där elektriska repulsionskrafter mellan partiklar reduceras genom tillsats av salter. Vanligt förekommande salter i processen är järn- och aluminiumsalter. För att höja partikelstorleken ännu mer och på så sätt minska sedimenteringstiden för att avlägsna partiklarna kan polymerer tillsättas. Processen kallas för flockulering (Gillberg et al, 2003; Kurniawan et al, 2006).

Reduktion av COD

Både vid deponin i Jeandelaincourt (Frankrike) och Thessaloniki (Grekland) har man erfarit att koagulationen med FeCl₃ är effektivare än aluminiumsalt för borttagande av COD vid samma dosering koagulant (Amokrane et al, 1997; Tatsi et al, 2003, Kurniawan et al, 2006). COD-avskiljningen låg vid de undersökta deponierna kring 30-80% beroende på dosering koagulant (Kurniawan et al, 2006) och användande av polymer (Tatsi et al, 2003). Även Amokrane et al (1997) visade en reduktion av COD och TOC på kring 10-25% för unga lakvatten och 50-65% för lakvatten med lågt BOD₅/COD-förhållande, d.v.s. stabiliserade lakvatten eller lakvatten som har förbehandlats biologiskt.

⁶ Siffran är avläst ur ett diagram (Fleming et al, 2005) och är därför inte exakt.

Reduktion av tungmetaller

Metoden lämpar sig för borttagande av tungmetaller (reduktioner på 74 – 98% har kunnat visas) (Kurniawan et al, 2006). Urase et al (1997) har med försök vid olika pH visat att bor inte avskiljs med tekniken under några förhållanden medan Cr, Ni, Mo, Sn och TOC avskiljs bättre vid låga pH. Vid höga pH avskiljs endast Zn i någon märkbar utsträckning (Urase et al, 1997). Detta motsägs dock av Silvia et al (2004) som har visat att inga tungmetaller reduceras med tekniken, vilket dock förklaras med det låga pH-värdet som Silvia et al arbetade med (pH 4,5).

Reduktion av andra ämnen

Bor är svår att avskilja ur vatten med konventionella vattenreningsmetoder, men har visats kunna reduceras med 97% till utgående halter på 1,3 mg/l med koagulation med aluminiumsolt (Misumi et al, 2005). Misumi et al (2005) har även visat att effektiviteten är mycket beroende av doseringen av koagulant.

Tillsats av polymer

Tillsats av polymer har visat sig kunna förbättra sedimenteringsegenskaperna av slammet markant (Amokare et al, 1997). Bäst resultat fås med kombinationen aluminiumsolt – negativt laddad polymer och järnsolt – oladdad polymer. Användandet av positivt laddade polymerer ger inga nämnvärda förbättringar (Amokrane et al, 1997).

Alternativa fällningskemikalier

Koagulering med kalk har visat sig ge mycket förhöjda mängder slam (Tatsi et al, 2003). Bitersalt, en magnesiumkälla som bildas som restprodukt vid utvinning av salt från havsvatten, visade sig vara effektiv mot Cd, Cr, Pb, Hg och Zn (avskiljningsgrad över 90%) och medelmåttig mot arsenik (71%), koppar (82%) och nickel (75%) (Ayoub et al, 2001). Försöken gjordes under alkaliska förhållanden (pH 11,0-11,5).

Teknikens nackdelar

Koagulering har vissa nackdelar. Höga kostnader beror på ett stort behov av kemikalier för att metoden skall fungera. Den är känslig för pH-variationer. Vid reningen uppstår restslem (Kurniawan et al, 2006). Om metoden används som förbehandling före en membranläggning kan igensättning av membranläggningen p.g.a. höga halter aluminium och järn i utgående vatten riskera ske (Amokrane et al, 1997; Silvia et al, 2004). Vidare ökar halterna sulfater och klorider i lakvattnet vid koagulation (Stegmann et al, 2005).

2.8 Kemisk fällning

Det går att fälla ut metaller och NH_4^+ -N genom kemisk fällning. Vanliga fällningskemikalier är struvit (MAP, magnesiumammoniumfosfat) eller kalk beroende på vad som skall fällas ut. Processen kräver generellt lite plats och kan automatiseras (RVF, 1996).

Slutprodukten från kemisk fällning med struvit är rik på kväve och kan användas som konstgödsel om lakvattnet inte innehåller höga halter tungmetaller (Kurniawan et al, 2006). Slammet från kemisk fällning med kalk är rik på kalk, metaller och organiskt material och betraktas antingen som ett avfall eller en kalkresurs (RVF, 1996).

Reduktion av COD

Som tabell A4 (bilaga A) visar kan kemisk fällning avskilja COD från lakvatten, dock med ett mindre tillfredsställande resultat (20-53% i de undersökta vattnen (Li et al, 1999; Ozturk et

al, 2003; Calli et al, 2005)). Reduktionen av COD beror främst på i vilken form COD finns i lakvattnet. Det är i första hand suspenderade ämnen som kan avskiljas genom kemisk fällning (RVF, 1996).

Reduktion av kväve

Kemisk fällning har visat sig kunna reducera kvävehalten i lakvatten med mellan 90 och 98% (RVF, 1996; Li et al, 1999; Ozturk et al, 2003; Calli et al, 2005). Kväve kan inte reduceras genom kemisk fällning med kalk (RVF, 1996) men drivs av vid högre pH.

Reduktion av tungmetaller

Metaller fälls enligt RVF (1996) bäst genom tillsats av släckt kalk vid pH 11. Enligt Kurniawan et al har reduktioner på mellan 46 och 97% påvisats för olika tungmetaller (se tabell A4, bilaga A) vid tillsats av kalk för att höja pH till 11, vilket främjar fällningen av metallerna (Kurniawan et al, 2006).

Kostnader

Investeringskostnaden för rening av lakvatten med ammoniumfällning med kapaciteten 200 m³/d uppskattas av RVF (1996) till 1-1,5 miljoner SEK.

Driftkostnaden, som utgörs främst av kemikaliekostnad, är beroende av lakvattnets ammoniumhalt och alkalinitet och har av RVF (1996) uppskattats till omkring 19 SEK/m³ för en kapacitet på 40000 m³/år med en ammoniumhalt på 200 mg/l. Både investering och driftkostnader för rening genom kemisk fällning med kalk har uppskattats att vara något lägre (RVF, 1996).

I Lilla Nyby i Eskilstuna har lakvattnet renats m.h.a. kemisk fällning, ammoniumstripping och behandling med aktivt kol under en tid. Kostnadsfördelningen i anläggningen redovisas i tabell 2.1.

Tabell 2.1. Kostnadsfördelning i rening av lakvatten med kemisk fällning, ammoniumstripping och behandling med aktivt kol vid deponin Lilla Nyby i Eskilstuna (Linde, 2004)⁷.

	Kostnad [SEK/m ³]	Kostnad [SEK/m ³]
Kemikalier		
anti-skumkemikalier	0,22	
svavelsyra	1,63	
natriumhydroxid	6,51	
järnklorid	0,15	
Polymer	0,15	
dispersionskemikalier	0,37	9,03
Energi		
Elektricitet	3,48	3,48
Kapitalkostnad	7,47	7,47
Driftkostnad	5,03	5,03
Total kostnad	25	25

Alternativa fällningskemikalier

Obehandlat eller anaeroft förbehandlat lakvatten innehåller ofta höga halter kalcium, vilket leder till fällning av kalciumfosfat som hämmar den kemiska fällningen med MAP (Calli et al, 2005).

⁷ Alla priser är omräknade med den i studien angivna växelkursen 1 USD = 7,40 SEK.

Alternativa processutföranden

Kemisk fällning kan användas som förbehandling av lakvatten före biologisk rening av ammonium, som annars kan inhibera den biologiska reningen (Li et al, 1999). Man måste dock beakta att salthalten i vattnet stiger mycket under behandlingen med struvit, vilket kan påverka den mikrobiologiska aktiviteten i efterföljande biologisk behandling (Li et al, 1999).

Teknikens nackdelar

Kemikalieförbrukningen i kemisk fällning är stort. Då stiger behandlingskostnaden, samtidigt som processen är känslig för pH-variationer. Vidare genereras restsлам som måste tas om hand (RVF, 1996; Kurniawan et al, 2006). Enligt RVF (1996) har man gått ifrån kemisk fällning som behandlingsmetod för lakvatten både i och utanför Sverige.

Vid Tveta Återvinningsanläggning i Södertälje har tester på förbehandling av lakvatten innan våtmark gjorts i några år och man har beslutat att byta ut den kemiska fällningen mot alternativa förbehandlingsmetoder som eventuellt reaktiva filter p.g.a. problem med höga halter kalk i lakvattnet. Kalken faller ut före andra metaller (Jannes, 2006).

2.8 Kemisk oxidation

Kemisk oxidation används för rening av lakvatten vid ett antal deponier i Tyskland, där i huvudsak en blandning av ozon, väteperoxid och UV-strålning används som oxidationsmedel (Stegmann et al, 2005).

Reduktion av COD

COD har visats kunna reduceras med 86% m.h.a. kemisk oxidation med ozon (Stegmann et al, 2005).

Reduktion av andra ämnen

För reduktion av fenoler och icke polära organiska ämnen har metoden visat sig vara mycket effektiv med reduktioner på 83 och 89% för kemisk oxidation med hydroxidradikaler och 89 och 61% för oxidation med en blandning av ozon och syre för fenoler resp. icke polära organiska ämnen (Mårtensson et al, 2005).

Dioxin kan avskiljas till 93-99% med kemisk oxidation med en blandning av ozon, UV-strålning och väteperoxid, medan användandet av enskilda oxidationsmedel inte är lika effektivt (Yoshikawa et al, 2005). Yoshikawa et al (2005) påpekar dock att mycket varierande halter dioxin i ingående vatten har använts i de olika försöken, varför det är tveksamt i hur stor utsträckning resultaten är jämförbara med varandra.

Alternativa processutföranden

Vid kemisk oxidation oxideras förutom svårnedbrytbara ämnen även oorganiska och lättnedbrytbara ämnen. För att undvika att slösa dyra kemikalier för oxidation av lättnedbrytbara ämnen, föreslår Stegmann et al (2005) en biologisk förbehandling med nitrifikation och denitrifikation. Stegmann et al (2005) föreslår vidare en biologisk efterbehandling för reduktion av lätt nedbrytbara ämnen som utgörs av delvist oxiderade ämnen från oxidationssteget.

Teknikens nackdelar

Medan väteperoxid är flytande och lätt blandbar med vatten, kan det vara svårare att blanda gasformig ozon med lakvatten. Utnyttjandegraden av ozonet minskar då och driftkostnaderna stiger (Stegmann et al, 2005).

2.9 Ammoniakavdrivning (ammoniumstripping)

Ammoniakavdrivning är den vanligaste metoden för avskiljning av ammoniak/ammonium från lakvatten (Cheung et al, 1997; Marttinen et al, 2002; Ozturk et al, 2003; Calli et al, 2005; Kurniawan et al, 2006). Metoden användes en tid bl.a. i Lilla Nyby i Eskilstuna p.g.a. sin kostnadseffektivitet (kemisk fällning och ammoniumstripping följt av filtrering med aktivt kol visade sig i Lilla Nyby vara den mest prisvärda lösningen jämfört med bl.a. membranfiltrering och avdunstning), kompakthet och möjligheten att återvinna ammoniak ur lakvatten (Linde, 2004). Lakvatten innehållande NH_4^+ -N får interagera med en luftfas där vatten- och luftfasen passerar varandra i motsatt riktning i en strippingkolonn. NH_4^+ -N flyttar sig från vatten- till luftfasen i en 1:a ordningens reaktion och reduktionen av ammoniumkväve är därmed beroende av NH_4^+ -N-koncentrationen i ingående lakvatten (Cheung et al, 1995; Silvia et al, 2004). Utgående luft (innehållande ammoniak) kan släppas ut i atmosfären men bör absorberas i en stark syra som svavelsyra (Kurniawan et al, 2006).

Avskiljningen av NH_4^+ -N har visat sig öka med ett ökat flöde då den interaktiva ytan mellan vatten och luft då ökar (Cheung et al, 1995; Calli et al, 2005; Kurniawan et al, 2006). Dessutom gynnar höga pH (11-12) processen beroende av andelen flyktig NH_3 av totalt NH_4^+ -N (Marttinen et al, 2002; Kurniawan et al, 2006) och Calli et al (2005) har visat att kontinuerliga pH-justeringar påskyndar processen och ger ett mindre luftbehov.

Reduktion av COD

Medan ammoniumstripping är effektiv för reducering av kväve tyder studier på att endast mellan 4 och 47% av COD reduceras (Cheung et al, 1995; Marttinen et al, 2002; Ozturk et al, 2003; Calli et al, 2005). Reduktionen av COD är oberoende av luftflödet och sker genom kemisk fällning med kalk som ofta tillsätts för pH-justering (Cheung et al, 1995).

Reduktion av kväve

Både försök och erfarenheter från fullskalanläggningar visar en reduktion av NH_4^+ -N på 86-95% (Cheung et al, 1995; Marttinen et al, 2002; Ozturk et al, 2003; Linde, 2004; Calli et al, 2005; Kurniawan et al, 2006). Processen fungerar mindre effektiv vid lägre temperaturer då ammoniaklösligheten i vattnet ökar. (En reduktion av NH_4^+ -N på 87% för obehandlat lakvatten och 84% för anaerobt förbehandlat lakvatten har visats vid 15 °C (Calli et al, 2005).), men vid 6 °C kunde fortfarande reduktioner på 64% visas av Marttinen et al (2002). Ammoniak-stripping verkar inte kunna ske under 5 °C (försöken gjordes vid pH 11 och ett luftflöde på 10 l/h). Ingen reduktion av ammoniumkväve skedde vid pH under 9 (Marttinen et al, 2002).

Reduktion av fosfor

Fosfor kan reduceras med 85-93% genom ammoniumstripping, och även här antas mekanismen vara kemisk fällning med kalk (Cheung et al, 1995).

Reduktion av tungmetaller

Metallreduktionen vid deponin i Lilla Nyby redovisas vara god med utgående halter under kraven (Linde, 2004).

Reduktion av andra ämnen

Silvia et al (2004) har visat att ammoniumstripping är en bra teknik för reducering av toxicitet.

Kemikalie för pH-justering

Den vanligaste kemikalien för pH-justering i ammoniumstripping är kalk, men även NaOH förekommer. Användandet av NaOH leder dock till skumproblem (Silvia et al, 2004; Calli et al, 2005), som eventuellt kan lösas genom användandet av ett högre luftflöde (Silvia et al, 2004).

Kapacitet

Ammoniumstripping är en kompakt behandlingsteknik (Linde, 2004).

Kostnader

Investeringskostnaderna för ett fyllkroppstorn för ammoniakavdrivning uppskattas av RVF (1996) till minst 3 miljoner kronor för behandling av 40000 m³ lakvatten/år med en ammoniumhalt på 200 mg/l. Driftkostnaden ligger omkring 10-15 SEK/m³ (RVF, 1996). I Lilla Nyby renas lakvatten med kemisk fällning, ammoniumstripping och filtrering med aktivt kol till en total kostnad på 25 SEK/m³ (Linde, 2004). Anläggningen kommer att tas ur drift på grund av kostnadsläget.

Alternativa processutföranden

Den interaktiva ytan i ammoniumstripping kan ökas genom tillsats av ett hålfibermembran som barriär mellan vätske- och gasfasen, som samtidigt ger oberoende kontrollmöjligheter av gas- och vätskehastigheten och en känd kontaktyta mellan faserna (Tan et al, 2006). Med processen har Tan et al (2006) uppnått ammoniakavskiljning på omkring 80%. Reduktionen främjas av högt pH men ökar inte nämnvärt vid pH över 11 (Tan et al, 2006).

Teknikens nackdelar

De största nackdelarna med tekniken är behovet av många olika kemikalier för effektiv drift och miljöeffekterna av utsläppen av NH₃-gas i atmosfären. Efterbehandling med salt- eller svavelsyra är nödvändig, vilket ytterligare höjer driftkostnaderna (Li et al, 1999; Kurniawan et al, 2006). Behandling med svavelsyra ger möjligtvis en ren produkt med ett marknadsvärde (Linde, 2004). pH-justeringen med kalk leder dessutom till belägningsproblem i strippingtornet (Linde, 2004; Kurniawan et al, 2006). Rekarbonering sägs ske i det kalkade lakvattnet efter runt 18 timmar då pH sjunker p.g.a. en konvertering av hydroxider till karbonater under förbrukning av atmosfärens koldioxid (Cheung et al, 1995). I anläggningen i Lilla Nyby redovisas dessutom problem med transport av vattendroppar från ammoniumstrippern till ammoniumabsorberaren (Linde, 2004).

2.10 Membranprocesser

Användning av membranfiltrering för rening av lakvatten innebär stor flexibilitet i kapacitet då anläggningen lätt kan anpassas till högre eller lägre vattenflöden (Peters, 1998b) samtidigt som processen är stabil och möjliggör snabba och enkla uppstarter och avstängningar (Peters, 1998a). Ytterligare en fördel av membranprocesser som är av särskild vikt i rening av lakvatten är processens okänslighet för koncentrationsvariationer i feeden (Jönsson, 1992).

2.10.1 Omvänd osmos (RO)

Omvänd osmos har använts för lakvattenbehandling sedan 1984 (Peters, 2003) och Peters (1998a) redovisar erfarenheter från över 100 anläggningar. Den stora fördelen med tekniken är att denna process avskiljer både organiska som oorganiska ämnen med en reduktion på 98-99% (Peters, 1998a). Metoden utgör en mycket säker barriär och mängden retentat kan

sänkas med hjälp av ett högre arbetstryck. I många deponier i Tyskland har det visat sig vara det mest miljövänliga och ekonomiska sättet att rena lakvattnet att reducera dess volym med 75-80% genom RO för att sedan leda tillbaka retentatet till deponin. Metoder för omhändertagande av retentatet är enligt Peters (1998a):

- ◆ transport av koncentratet till en förbränningsanläggning med möjligheten av förbränning av farligt avfall
- ◆ solidifikationen av koncentratet med flygaska, VA-verkslam eller liknande och deponering på själva deponin
- ◆ kontrollerad återförsel av koncentratet till delar av deponin som befinner sig i förändring för att förbättra den biologiska degraderingsprocessen i avfallet

Peters (1998a) anser själv återförsel av retentatet till deponin som kan betraktas som en bio-reaktor som det mest lämpade alternativ och även Jönsson (1992) visar i sin sammanställning av pilot- och fullskalanläggningar för rening av lakvatten med omvänd osmos att recirkulering av retentatet är den mest använda efterbehandlingsmetoden följt av avdunstning och torkning. Enligt Peters (1998a) ändras inte sammansättningen av utgående lakvatten ur deponin om retentatet från den omvända osmosen återförs till deponin medan Thörneby et al (2003) indikerar att recirkulation av retentat från omvänd osmos leder till förhöjda salthalter i deponin och därmed i utgående lakvatten och föreslår användandet av nanofiltrering istället för omvänd osmos för att förekomma detta.

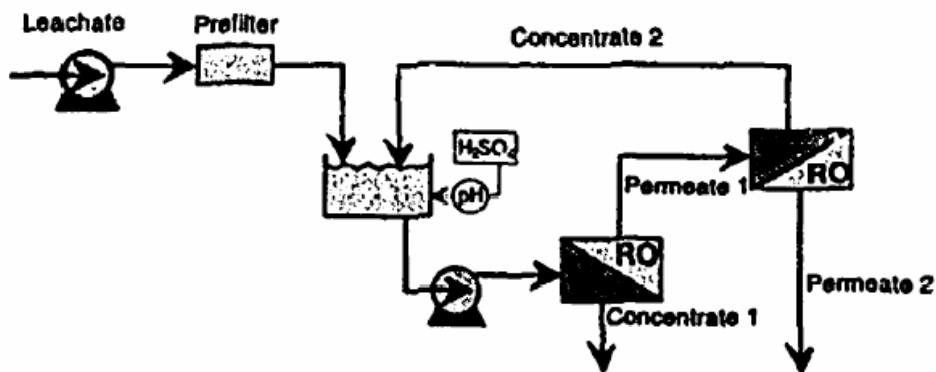


Bild 3. Flödesschema för rening av lakvatten med omvänd osmos vid deponierna VAM i Wijster (Nederländerna) och Rastorf i Plön (Tyskland) (Linde et al, 1995).

Reduktion av COD

Mycket goda resultat för avskiljning av COD med omvänd osmos med reduktioner på mellan 95 och nästan 100% har redovisats (Jönsson, 1992; Linde et al, 1995; Peters, 1998a; Chianese et al, 1999; Ushikoshi et al, 2002; Thörneby et al, 2003). RO-anläggningar med rening i ett filtreringssteg visar sämre resultat än rening i två steg men även med rening med omvänd osmos i ett steg reduceras halten COD med över 90% (Jönsson, 1992).

BOD-avskiljningen med omvänd osmos ligger över 80% vid rening i ett steg (Jönsson, 1992) medan reduktioner på 92-98% har visats för rening i två steg (Jönsson, 1992; Ushikoshi et al, 2002).

Reduktion av kväve

Ammonium kan vara svår att avskilja med omvänd osmos p.g.a. molekylernas storlek, och processen bör därför kombineras med ett biologiskt steg. Alternativt kan lakvattnet renas i en RO-anläggning i två efterföljande steg för att komma upp i reduktioner av ammoniumkväve på 92-99% (Jönsson, 1992; Linde et al, 1995; Peters, 1998a) jämfört med endast 54% som kan avskiljas med omvänd osmos i ett steg (Jönsson, 1992).

Reduktion av tungmetaller

Tungmetaller har visats kunna avskiljas till över 97% med omvänd osmos (Peters, 1998a; Chianese et al, 1999; Ushikoshi et al, 2002) förutom bor som reduceras med 50-83,3% (Ushikoshi et al, 2002). Reduktionen av metaller dokumenterades sjunka något vid högre ingående COD-halter eftersom metalljonerna då förekommer i mer komplex form, vilket påverkar transporten genom membranet (Chianese et al, 1999). Reduktionen sjönk dock aldrig till under 97%.

Reduktion av andra ämnen

Även reduktionen av andra ämnen ökar vid införandet av ett andra steg i RO-filtreringen. För anläggningar med två efterföljande RO-steg har följande reduktioner kunnat visas: AOX⁸: 95%, Cl⁻: över 94% och konduktivitet: över 92%, medan rening i ett steg resulterade i följande reduktioner: AOX: över 80%, Cl⁻: över 52% och konduktivitet: över 34% (Jönsson, 1992).

Dioxiner reduceras med 99,9% i RO-anläggningen vid deponin Clean Park KINU (Ushikoshi et al, 2002).

Påväxt och utfällningar

Vid behandling av lakvatten med membranfiltrering finns risk för mikrobiell påväxt och utfällningar, främst genom höga koncentrationer salt, som sätter igen membranerna (Jönsson, 1992). För att förekomma detta i RO-membranen i allt för hög utsträckning förbehandlas lakvattnet ofta med olika filter som mikro- eller sandfiltrering för avskiljning av partiklar (Chianese et al, 1999; Ahn et al, 2002; Ushikoshi et al, 2002) men även filtrering genom våtmark (Thörneby et al, 2003) förekommer. Thörneby et al (2003) har kunnat visa att en kort förbehandling med luftning som enda steg före RO-membranet inte är tillräcklig för att minska foulingen. I Tyskland, Schweiz och Nederländerna förbehandlas lakvatten oftast biologiskt före behandling med omvänd osmos, helst i kombination med någon membranrening för avskiljning av biomassan, men förbehandling genom flockulering, kemisk fällning och adsorption förekommer också (Jönsson, 1992).

Problem med påväxt och igensättning i membranrening förekommer även vid behandling av lakvatten efter biologisk förbehandling (Linde et al, 1995). Det förklaras främst med utfällning av CaCO₃. En sänkning av pH från 7,1 till 6,5 har visat sig ge mindre igensättningsproblem. Flödet minskar 10% istället för 40% utan pH-justering (Linde et al, 1995).

Val av membran

Valet av membrantyp är beroende av flera faktorer som lakvattnets egenskaper, koncentrationen föroreningar i lakvattnet, pH och temperatur. Polyamid- eller cellulosa membran har visat högre avskiljning av organiska ämnen och NH₄⁺-N och kan arbeta över ett stort tempe-

⁸ AOX = absorberbara organiska halogener

raturintervall (5-35 °C), jämfört med membran gjorda av polyvinylklorid (Kurniawan et al, 2006).

Oftast används en membran av tubmodell i det första steget och en spiral i andra p.g.a. att denna är mer kompakt. Spiralmoduler är även mer känsliga för fouling och används därför inte ofta i det första steget (Jönsson, 1992).

I kommersiella anläggningar i Tyskland, Nederländerna och Schweiz har RO-membranens livslängd visat sig vara omkring ett år (Jönsson, 1992).

Kapacitet

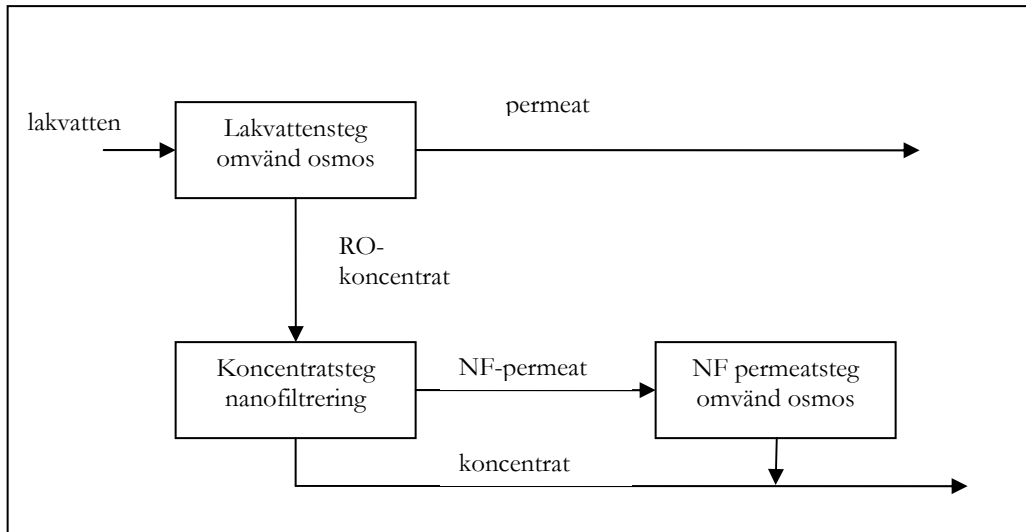
Fullskaleanläggningar för rening av lakvatten med omvänd osmos har kapaciteter mellan 0,20 och 0,92 m³/m²,d (Jönsson, 1992).

Kostnader

Kostnaden för en fullskaleanläggning har av Thörneby et al (2003) uppskattats till 30 SEK/m³ varav 25 SEK/m³ utgörs av kapitalkostnad och resterande 5 SEK/m³ utgörs av driften. Denna kostnadsuppskattning innehåller förbehandling, RO-filtrering samt fem hektar avdunstningsland med avskrivning på 6 år för RO-processen och 10 år för resterande kapital samt en ränta på 4%. Driftkostnader innehåller membranbyte, elektricitet, rengörning av membran och personalkostnader. Det har visat sig att användandet av spiralmoduler i RO-processen kan leda till lägre kostnader på under 25 SEK/m³ (Thörneby et al, 2003).

Alternativa processutföringar

I högtrycksanläggningar (120 bar) med fällning av kristaller som CaSO₄ m.h.a. kristallbildare har utbytet kunnat höjas från 80% till 90%, vilket innebär en fördubbling av koncentreringsfaktorn (från 5 till 10) (Peters, 1998a). Koncentratet från en sådan anläggning kan matas direkt in i en solidifikations-, tork- eller förbränningsanläggning, men en högtrycksanläggning enligt ovan kräver runt 14 kWh/m³ permeat jämfört med en anläggning med ett utbyte på 80% som endast kräver ungefär 5 kWh/m³ permeat (Peters, 1998a). Högtrycksprocesser är i kommersiell drift på runt 25 deponier. Enligt Peters (1998a) har utbyten på 97% nåtts även vid kombination av omvänd osmos med nanofiltrering med energibehov av 8,5 kWh/m³ permeat (se figur 2.1). En förbehandling med nanofiltrering har även kunnat minska retentatmängden och kostnaderna för lakvattenreningen vid deponin i Wijster, Nederländerna (Woelders och Schonewille, 2003).



Figur 2.1. Processchema för rening av lakvatten med en kombination av RO, högtrycks-RO och NF (Peters, 1998a)

Vid rening med omvänd osmos efter biologisk rening är det viktigt att nitrifikationen fungerar bra eftersom de negativt laddade membranerna i omvänd osmos är mer effektiva i reduktionen av negativt laddade joner som nitrat och nitrit än tillbakahållandet av positivt laddade joner som ammonium (Ahn et al, 2002). Ahn et al (2002) kunde visa en reduktion av NO_3^- -N på 93% medan reduktionen av NH_4^+ -N endast var 88% vid RO efter MBR⁹.

Försök av rening av lakvatten med omvänd osmos med förbehandling bestående av mikro- och ultrafiltrering har visat att mikrofiltersteget kan utelämnas utan problem eftersom den inte åstadkommer någon ändring i kemisk sammansättning av vattnet medan mikrofiltersteget kräver mycket underhåll i form av rening (Piatkiewicz et al, 2001). Rening av lakvatten med ultrafiltrering och omvänd osmos har visat reduktioner av COD på 89-99% och NH_4^+ -N på 72% till en kostnad av motsvarande 6-8 SEK/ m^3 (Ozturk et al, 2003)¹⁰.

Tekniken nackdelar

Den största nackdelen med membranfiltrering är kravet på underhåll för att undvika påväxt eller utfällningar. Det finns många fullskalanläggningar som fungerat med samma membran i flera år för lakvattenbehandling innan de behövt bytas ut p.g.a. flödesminskningar (Peters, 1998b). Lakvatten med för höga salthalter har visat sig vara olämpade för rening med omvänd osmos och bör snarare behandlas med nanofiltrering (Linde et al, 1995).

Problem kan även uppstå vid filtrering av lakvatten efter biologisk rening p.g.a. för mycket biofouling (Peters, 2003).

⁹ MBR = membranbioreaktor

¹⁰ Kostaderna är omräknade från USD till SEK med en växelkurs på 7,5 SEK/USD.

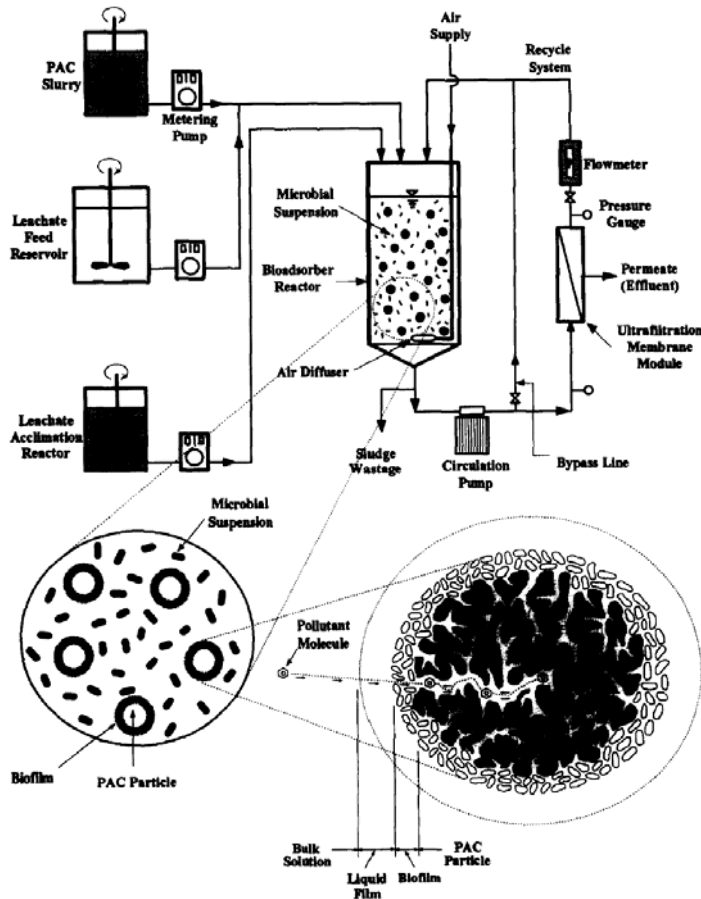


Bild 4. Flödesschema för UF-BAC-processen för rening av lakvatten genom membranfiltrering kombinerad med adsorption (Pirbazari et al, 1996).

2.10.2 Nanofiltrering (NF)

Jämfört med omvänd osmos har membranerna i nanofiltrering en lösare struktur som tillåter högre flöden och leder till mindre arbetstryck som i sin tur ger lägre driftkostnader (Kurniawan et al, 2006). Urase et al (1997) har kunnat visa goda reduktioner av metaller vid endast 3 bar m.h.a. NF. Avskiljningsmekanismen av dessa membran är bl.a. ytladdningen som gör att laddade partiklar som är mindre än membranporerna kan hållas emot tillsammans med större neutrala partiklar. Ett NF-membran avskiljer bakterier, virus, pesticider, organiskt material, tungmetaller samt en hel divalenta och polyvalenta salter (Woelders och Schonewille, 2003).

Reduktion av COD

Nanofiltrering har visat medelmåttig prestation mot COD (reduktion 56-96%) (Peters, 1998a; Marttinen et al, 2002; Mohammed et al, 2004). Den procentuella reduktionen av biologiskt förbehandlat lakvatten har visat sig vara högre än för obehandlat lakvatten, medan den totala mängden avskilt COD är mindre vid behandling av biologiskt förbehandlat lakvatten (Marttinen et al, 2002).

Reduktion av kväve

Ammoniumavskiljningen med NF är högre än förväntad (27-50%), vilket förklaras med att en del av ammoniumet antagligen finns bundet i olika komplex (Marttinen et al, 2002). Vid

pH 7-8 och 25 °C finns mer än 98% av ammoniakerna i jonform och kan reagera med någon av de komplexbildande ämnen i lakvattnet. Detta kan förklara även andra mycket varierande resultat i ammoniumavskiljning med NF (t.ex. 55-58% (Peters, 1998a) och 20,5% (Mohammed et al, 2004)).

Reduktion av tungmetaller

P.g.a. membranens negativa ytladdning har nanofiltrering visat goda resultat i avskiljning av tungmetaller (Kurniawan et al, 2006) med avskiljningar för bly, kadmium, zink, koppar och järn mellan 85 och 99 (Urase et al, 1997; Ozturk et al, 2003; Mohammed et al, 2004) medan bor och arsenik inte avskiljs lika effektivt som med koagulation/flockulering (Urase et al, 1997).

Val av membran

Spiralmoduler ger en stor filteryta, men är mer känsliga för fouling, varför förbehandling krävs (sandfiltrering eller UF). En bra lösning mellan de bulkiga tubmodulerna och de känsliga spiralmodulerna är enligt Woelders och Schonewille (2003) kapillära membran som är mindre energikrävande (arbetstryck på 6 bar istället för 20 bar), mindre kemikaliekrävande p.g.a. ett lägre förhållande mellan volym och yta samtidigt som det i kapillärmembranen finns potential för rengörning genom luftgenomströmning och back flush (Woelders och Schonewille, 2003).

Kapacitet

Kapaciteter mellan 0,34 och 1,42 m³/m²,d har visats för nanofiltrering vid tryck mellan 6 och 8 bar (Urase et al, 1997; Marttinen et al, 2002). Kapaciteten är högre fastän att trycket är lägre än för omvänd osmos. Biologisk förbehandling påverkar varken permeatflödet eller fouling- en nämnvärt medan permeabiliteten och anläggningens kapacitet är starkt beroende av temperaturen (Marttinen et al, 2002). Den påverkar direkt vätskans/lakvattnets viskositet. Permeatflödet minskar 30% om temperaturen sänks från 25 till 10°C.

Alternativa processutföringar

Tillsats av komplexbildare har av Uruse et al (1997) visats förbättra avskiljningen i membranfiltrering genom att dessa bildar större komplex som avskiljs lättare.

Teknikens nackdelar

Nanofiltrering fungerar bra för rening av lakvatten även vid varierande sammansättning men räcker inte till som enskild teknik (Mohammed et al, 2004), vilket delvis beror på att den lösa strukturen i NF-membran leder till låg reduktion av monovalenta joner (Urase et al, 1997). En kombination med biologisk rening bedöms kunna förbättra processen markant och samtidigt leda till ett lägre energibehov (Mohammed et al, 2004).

2.10.3 Ultrafiltrering (UF)

Ultrafiltrering har använts för förbättring av en process bestående av biologisk rening i aktivt slamprocess med efterföljande kemisk fällning där lakvattnet från den biologiska reningen filtrerades med ultrafilter för att avskilja svårnedlagda ämnen, slam och makromolekyler. Processen visade en total reduktion av COD på 73% (6,7% i den biologiska reningen, 49% av UF och 43% av kemisk fällning) (Bohdziewicz et al, 2001).

2.10.4 Membranbioreaktor, MBR

Membranbioreaktorer (MBR) används vid många deponier för behandling av lakvatten (van Dijk och Roncken, 1997; Vasel och Jupsin, 2003). Tekniken sammanför en biologisk process med membranfiltrering för att separera biomassan från vattenfasen. En MBR består i stort sett av tre delar (Vasel och Jupsin, 2003):

- ◆ ett syresatt fack (70 m³) för nitrifiering
- ◆ ett anoxiskt omrört fack (30 m³) för denitrifiering (tillsats av en extern kolkälla krävs p.g.a. låg BOD/N)
- ◆ ett syresatt fack (10 m³) där själva filtreringen sker

Behandling av lakvatten med MBR innebär en rad fördelar jämfört med andra reningsmetoder (van Dijk och Roncken, 1997):

- ◆ En MBR-process tillåter högre slamkoncentrationer än konventionella aeroba behandlingsmetoder som normalt inte kan innehålla högre koncentrationer slam än 5-8 kg/m³. Konventionella processer kräver därför ofta en stor yta även för relativt små flöden, medan en MBR-process kan innehålla upp till 20 kg/m³ slam (Cao et al, 2005). Den höga åldern på slammet (p.g.a. att högre slamkoncentration tillåts än i en vanlig aktivt slam-process) innebär att mikroorganismer som normalt inte förekommer i en aktivslam-process kan förekomma i en MBR (Vasel och Jupsin, 2003).
- ◆ 80% av den energi som tillförs filtreringen omvandlas till värme, vilket ökar processens temperatur till mellan 35 och 40 °C. En förhöjd temperatur gynnar de biologiska processerna.
- ◆ Uppehållstiden för slammet är oberoende av det från vattnet, vilket gör att processen lämpar sig bra för vatten som kräver en lång uppehållstid av föroreningarna för att få en bra kvalitet på behandlat vatten.
- ◆ Slamproduktionen i en MBR är lägre än den för traditionella biologiska processer.

Ett hinder för dessa membranläggningar har tidigare varit de höga kostnaderna och foulingproblem men ny teknik gör reningen möjlig med stora energibesparingar som leder till en kostnad som är jämförbar med traditionell vattenrening (van Dijk och Roncken, 1997; Zhang et al, 2003).

MBR kan delas in i recirkulerad MBR (RMBR) och dränkt (submerged, SMBR) beroende på förhållandet mellan bioreaktorn och membranet i systemet (Cao et al, 2005; Artiga et al, 2005).

Reduktion av COD

Reduktioner på mellan 85 och 99,9% har visats vid behandling av lakvatten från kemisk industri samt garveri, vinproduktion och oljehaltigt vatten (van Dijk och Roncken, 1997; Artiga et al, 2004; Cao et al, 2005). Tillsats av PAC¹¹ visades öka reduktionen av COD medan utgående COD förblev oförändrad p.g.a. tillsatt aluminiumsulfat (Cao et al, 2005). BOD kunde avskiljas till 97-99% (van Dijk och Roncken, 1997; Ahn et al, 2002).

¹¹ PAC = partikulärt aktivt kol

Reduktion av kväve

Pilotförsök och fullskaleanläggningar i Tyskland har visat reduktioner på 85% av total-N (99,8% av Kjeldahl-N) vid behandling av lakvatten med MBR (van Dijk och Roncken, 1997).

En tillsats av aluminiumsulfat leder enligt försöken av Cao et al (2005) till inhibering av nitrifikationen, vilket givetvis resulterar i ökade halter NH_4^+ i utflödet. Nitrifikationen hämmas även av för höga halter kväve i inflödet (250-1300 mg/l NH_4^+ -N i inflödet inhiberar nitrifikation) (Ahn et al, 2002).

Reduktion av andra ämnen

Vid försök av oljehaltiga vatten i fullskaleanläggningar i Tyskland har kunnats visa att det är möjligt att avskilja över 93% av inkommande fenoler (van Dijk och Roncken, 1997).

Fouling

Enligt Artiga et al (2004) påverkar en hög biomassakoncentration membranets permeabilitet negativt även om det enligt dem själva påstås olika saker om detta i olika litteratur.

Val av membran

Fram till idag har framför allt tubulära cross flow-membran används i MBR (van Dijk och Roncken, 1997). Energiförbrukningen i dessa anläggningar är beroende av hastigheten, trycket och membranfluxet och ligger kring 6-8 kWh/m³ för typiska flöden kring 50-150 l/m²,h. Hålfibermembran är mer energieffektiva men ger problem med igensättning av fibrerna (van Dijk och Roncken, 1997). Triqua håller på att utveckla Transfer Flow Modules (TFM) i MBR som kan gå på 0,1-0,5 kWh/m³.

Membran som används är först och främst silikonmembran eftersom dessa har en stor permeabilitet för syre och är mycket resistent för kemisk och mekanisk utnötning (van Dijk och Roncken, 1997).

Kapacitet

Membranfluxet i membran för MBR ligger omkring 0,84-3,6 m³/m²,d (van Dijk och Roncken, 1997; Cao et al, 2005). Anläggningen bör dock dimensioneras efter kapaciteten för den biologiska reningen, vilken ligger omkring 3-4 m³/m³,d¹².

Kostnader

Forskning pågår konstant för att hitta mer energi- och kostnadseffektiva lösningar på membranprocesser. Zhang et al (2003) har visat en anläggning som totalt kräver 1,97 kWh/m³ permeat varav hälften används i membranfiltreringen.

Alternativa processutföranden

Ett granulärt material i biofilter kan användas både som bärare för biofilmen och som barriär i djupfiltrering (Stephenson et al, 2003). Processen kallas BAF (syresatta biologiska filter) och kan precis som MBRs arbeta med större halter BOD än biofilter och aktivt slam-processer, vilket gör dem attraktiva för behandling av lakvatten. Reduktion av BOD, fasta ämnen och nitrifikation sker i samma reaktor och processen kan efter modifieringar även klara denitrifikation och reduktion av fosfor (Stephenson et al, 2003).

¹² Kenneth M. Persson, Lunds Tekniska Högskola, 18 maj 2006

Utan pH-reglering har varken COD eller kväve kunna reduceras nämnvärt, medan pH-justering till pH 7,1-7,8 resulterade i reduktioner på 49-97% för COD, över 90% för BOD, över 70% för SS och 99% för ammoniakkväve (Stephenson et al, 2003).

BAF klarar av att sänka halten ammoniakkväve till under 10 mg/l och BOD till under 20 mg/l. Anoxisk denitrifikation av nitritkväve och COD-borttagande som efterbehandling krävs dock för att nå utsläppsmål (Stephenson et al, 2003).

Teknikens nackdelar

Den höga slamkoncentrationen i en MBR leder till hög syreförbrukning (van Dijk och Roncken, 1997).

2.11 Indunstning

Indunstning av lakvatten betraktas ofta som ett relativt dyrt alternativ (förångning av vatten kräver 2260 kJ/kg, d.v.s. 628 kWh/m³), men lågenergivärme från deponigas kan användas för indunstning och koncentrerings av lakvatten utan några större kostnader (Hercule et al, 2005). Med indunstning i två steg kan den sammanlagda koncentrationsfaktorn i processen bli över 90%, vilket leder till runt 0,5 m³/d utgående koncentrat vid ett ingående lakvattenflöde på 30 m³/d (Hercule et al, 2005).



Bild 5. Indunstare vid Gansca-deponin (<http://www.vapotec.se/index.html?app.html~main>, 25 augusti 2006).

Reduktion av COD

Med indunstning av lakvatten kan halten COD reduceras med 97% (Hercule et al, 2005).

Reduktion av kväve

Halten ammoniumkväve kan reduceras med 93% och halten total Kjeldahlkväve med 95% med indunstning av lakvatten som är pH-justerat till pH 5 för att begränsa ammoniakbildning (Hercule et al, 2005).

Reduktion av andra ämnen

Hercule et al (2005) visade reduktioner på över 99,9% för fenoler med indunstning till utgående halter på under 0,01 mg/l.

Kapacitet

Indunstning i reaktor är en yteffektiv metod.

Kostnader

En anläggning med kapacitet på 30 m³/d har beräknats ha ett elektricitetsbehov på 20 kWh/m³ (Hercule et al, 2005). Kostnaden för processen har uppskattats till 3,5-9 miljoner SEK i investering samt 50-94 SEK/m³ i drift¹³ (Hercule et al, 2005; Åström, 2006).

Teknikens nackdelar

Gansca-deponin i Sundsvall använder sig av indunstning för behandling av fluorid- och cyanidhaltigt lakvatten och har uppmärksammat problem då 20% av ingående lakvatten lämnar processen som koncentrat och måste omhändertas. Gansca-deponin söker av denna anledning efter alternativa lösningar för behandling av lakvattnet (Åström, 2006).

2.12 Mark/växt-system

Mark/växt-system ger biologisk behandling av lakvatten som är mindre känslig för störningar än tekniska biologiska system (Gustafson et al, 2001). I mark/växt-system utnyttjas både kemiska, fysikaliska och biologiska processer i mark och växtlighet. Till dessa hör adsorption, jonbyte, kemisk fällning samt omvandling och assimilering av mikroorganismer eller upptag av växter (RVF, 1996).

Carlsson och Hell (1994) delar upp markfiltrets funktioner i tre delar:

- ◆ avskiljning av partiklar ut vattnet
- ◆ fastläggning och/eller fördröjning av transporten av lösta föroreningar i vattnet främst genom sorption och utfällning för att öka uppehållstiden i marken (Carlsson och Hell, 1994; RVF, 1996)
- ◆ reduktion av föroreningar genom biologisk nedbrytning.

Mark/växt-system kan delas in i följande metoder (RVF, 1996):

- ◆ **anlagd bevattning:** En bevuxen och begränsad yta beskickas med lakvatten. Kväve reduceras främst genom nitrifikation och denitrifikation men även genom upptag av växtligheten. Växtligheten bör skördas med jämna mellanrum för att främja tillväxt och begränsa återläckage.
- ◆ **översilning:** Lakvattnet får rinna kontrollerat över en lutande naturligt bevuxen yta. Genom att marken får torka ut tillförs syre för nitrifikation (Gustafson et al, 2001).
- ◆ **våtmarksbehandling:** En anlagd våtmark ställs under vatten under vissa perioder. Aeroba och anaeroba förhållande som krävs för nitrifikation och denitrifikation skapas genom växlande dränkta och torra perioder. Processen fungerar som en reaktorbaserad biologisk process för kvävereduktion med mikroorganismer och växtdelar som utgör kolkälla i denitrifikationen (RVF, 1996). Växtligheten skall av denna anledning inte skördas. Genom att kombinera luftning och våtmarksbehandling kan ytbehovet för våtmarken minskas eftersom endast denitrifikation behövs i våtmarken. Jämfört med bevattning kan en våtmark drivas året runt, vilket minskar behovet av utjämningsvolym.
- ◆ **markzonsflöde:** En bevuxen yta beskickas med vatten under markytan antingen horisontellt eller vertikalt, där vertikala dräneringsrör ger syretillförsel i markfiltret (CWA, 2006).

¹³ Kostnaderna av Hercule et al (2005) omvandlade från euro med en växelkurs på 1 € = 9,39 SEK

Processen kräver minimal tillsyn och fungerar helt utan pumpning eller andra tekniska installationer, varför RVF (1996) ser möjligheter i användandet av tekniken för mycket långsiktig rening av lakvatten från deponier långt efter att dessa har avslutats.

Reduktionen av föroreningar har visat sig vara mer effektiv i bevuxna markfilter än i markfilter utan växter (Jing et al, 2002; Fraser et al, 2004; Picard et al, 2005; Masbough et al, 2005; Tao et al, 2006). Växtligheten ger förbättrad sedimentering, växtupptag av föroreningar, större yta för mikrobiologisk tillväxt (Jing et al, 2002; Fraser et al, 2004) och stimulerad mikrobiologisk aktivitet (Jing et al, 2002). Växternas rötter ger dessutom både struktur för tillväxt av mikroorganismer samt erosionskydd och tillgång till syre (Fraser et al, 2004) och kol (Picard et al, 2005). Nedbrytning av föroreningar främjas av växtpolykulturer som har olika tillväxtperioder och är mer resistent mot miljöförändringar än monokulturer (Fraser et al, 2004; Picard et al, 2005). Vanligt förekommande växter i markfilter är starr (*Carex lacustris*), säv (*Scirpus validus*), rörflen (*Phalaris arundinacea*) och bredkaveldun (*Typha latifolia*) (Picard et al, 2005). Enligt Fraser et al (2004) fungerar säv bäst som enskild växtart av de undersökta växterna, men Fraser et al (2004) och Picard et al (2005) är överens om att en blandning av alla fyra växter fungerar bäst för rening av vatten med höga halter näringsämnen.

Behandling av lakvatten i mark/växt-system är mycket beroende av klimatet. Temperaturvariationer innebär varierande tillväxt av biomassa, samtidigt som regnmängderna påverkar lakvattenflöde och -koncentration och såmed uppehållstiden i filtret (Masbough et al, 2005). Nederbörd kan dessutom leda till washout av bakterier och tillsats av kväve och fosfor till vattnet (Tao et al, 2006). Generellt har kunnat visas att reningsförmågan av vatten i mark/växt-system ökar om växter och mikroorganismer tillåts växa under en period (Fraser et al, 2004; Picard et al, 2005).

Reduktion av COD

Reduktionen av organiskt material är beroende av uppehållstiden i filtret (Carlsson och Hell, 1994; Masbough et al, 2005). Generellt har avskiljningar av 25-94% COD och 52-88% BOD visats (Nilsson et al, 1991; Carlsson och Hell, 1994; Mæhlum, 1995; Bulc et al, 1997; Masbough et al, 2005; Pendleton et al, 2005; CWA¹⁴, 2006). Den vida spridningen av reduktionsförmågan kan antas bero på den varierande kemiska sammansättningen av marken i studierna. Carlsson och Hell (1994) redovisar t.ex. att det organiska kolet i torv inte sorberar organiska föreningar som det organiska kolet i annan naturlig jord ofta gör. Vidare beror avskiljningen på andelen organiska föroreningar som finns bundet till partiklar som lätt avskiljs genom sandfiltrering (Carlsson och Hell, 1994). Ökade ingående koncentrationer av BOD och COD innebär ökad reduktion av BOD medan mindre COD reduceras i filtret (Masbough et al, 2005).

Reduktion av kväve

De flesta studierna redovisar kvävereduktioner på 34-85% (Nilsson et al, 1991; RVF, 1996; Gustafson et al, 2001; Benyamine et al, 2004; CWA, 2006) medan Mæhlum (1995), Bulc et al (1997) och Pendleton et al (2005) redovisar något högre reduktioner (72-98%). Kietlińska (2004) redovisar utgående halter av kväve på 10 mg/l, vilket inte är tillräckligt för utsläpp till recipienten. Vidare är utgående halter svåra att mäta i mark/växt-system och Benyamine et al

¹⁴ CWA = Constructed Wetland Association

(2004) redovisar t.ex. att en del av kvävereduktionen antas bero på utspädning snarare än reduktion.

Reduktion av tungmetaller

Reduktionen av tungmetaller varierar mycket mellan de olika studierna. Medan Carlsson och Hell (1994) visar en reduktion på över 90% för de flesta tungmetaller (partikelbundna och lösta) med utgående halter under dricksvattenkriterier, visar Pendleton et al (2005) obefintlig reduktion av bl.a. magnesium. Reduktioner av järn på 50-88% i mark/växt-system redovisas av Mæhlum (1995), Bulc et al (1997) och Benyamine et al (2004) medan Pendleton et al (2005) redovisar nästan fullständig reduktion av järn i markbäddar med vertikalt flöde.

Medan Benyamine et al (2004) redovisar att varken krom, koppar, bly eller kadmium reduceras i mark/växt-system, redovisas reduktioner på 98 och 96% för koppar resp. bly av Scholz et al (2001) vid ingående halter på 1000 resp. 1277 mg/l. Dyrare sorbenter som aktivt kol visar mer effektiv reduktion än sand, men prestationen noteras vara lika efter ungefär 9 veckor. Enligt Scholz et al (2001) ackumuleras de partikelbundna metallerna i det översta smutsskiktet i filtret, varför de inte utgör någon större fara för mikroorganismer för vilka en del av metallerna kan vara toxiska. Beskickning med vass (*Phragmites*) eller kaveldun (*Typha*) ökar inte reduktionen av tungmetaller utan ger snarare problem med ökade BOD-halter (Scholz et al, 2001).

För reduktion av metallerna Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ och H^+ genom jonbyte har en blandning av sand, grus och torv visat sig mest effektiv (Carlsson och Hell, 1994). Carlsson och Hell (1994) visar dock även att metallhalten i löst fas är relativt liten varför en jämförelse av de olika filtren för reduktion av metaller i löst fas inte bör dras för långt.

Reduktion av andra ämnen

Partikelbundna föroreningar som partikelbundet kvicksilver (kvicksilver är känt för att bindas till små jordpartiklar) (reduktion på 50%) samt dioxin (nästan fullständig avskiljning) och PCB bundet till partiklar avskiljs effektivt i markfilter (Carlsson och Hell, 1994). Bakterier som koliformer, fekala streptokocker och *E. coli* reduceras med 85% (Bulc et al, 1997). Mæhlum (1995) redovisar en reduktion på 95% av *E. coli*. Suspenderade partiklar avskiljs med 40-85% (Benyamine et al, 2004; Pendleton et al, 2005; CWA, 2006) och Tao et al (2006) visar en reduktion av tannin och lignin på 8-17% och en avskiljning av VFA (flyktiga fettsyror) på 97-98%. Fosforreduktionen i markfilter redovisas av Benyamine et al (2004) vara obetydlig medan Mæhlum (1995) redovisar reduktion av fosfor på 88% och Pendleton et al (2005) har visat nästan fullständig reduktion av fosfor.

Kapacitet

Kapaciteten för mark/växt-system är beroende av bl.a. önskad uppehållstid och reningskrav, vilket i sin tur är beroende av både sorption och biologisk nedbrytning där nedbrytningen är beroende av sorptionen (Carlsson och Hell, 1994). Vidare är kapaciteten beroende av belastningen där för hög belastning kan inhibera bakterierna (Tao et al, 2006). En vattengenomsläpplighet på $8,64 \text{ m}^3/\text{m}^2,\text{d}$ kan nås i markfilter (Carlsson och Hell, 1994). För behandling av kommunalt avloppsvatten med aerob oxidation föreslår Tao et al (2006) en maximal belastning på $6-11 \text{ g BOD}/\text{m}^2,\text{d}$ (Tao et al, 2006). En belastning av $0,4-19,7 \text{ kg COD}/\text{m}^2,\text{d}$ har använts för behandling av lakvatten (Tao et al, 2006). Den optimala belastningen bör bestämmas utifrån en kompromiss mellan reduktionshastighet och reduktionseffektivitet (Tao et al, 2006).

Bevattning av pilträd med nitrifierad lakvatten kan göras med $0,0011-0,0014 \text{ m}^3/\text{m}^2,\text{d}$ (Balslev et al, 2005). I Sunne används en 30000 m^2 stor yta med salix för bevattning med 32000 m^3 lakvatten/år, vilket innebär en kapacitet på i medeltal $0,003 \text{ m}^3/\text{m}^2,\text{d}$ (Jansson, 2006). RVF (1996) redovisar kapaciteter på 600-1000 kg kväve/ha,år.

Kostnader

Kostnaden för våtmark och bevattningsanläggningar ligger omkring 100000 - 500000 SEK/ha (RVF, 1996) och består bl.a. av markberedning, tätning, uppsamlingsledningar, plantering och skyddsåtgärder. Driftkostnaderna är låga om energiskogen kan avyttras.

Investeringskostnaden för ett markfilter med sorption med torv för avskiljning av tungmetaller och sorption av organiskt material på aktivt kol bestäms av Carlsson och Hell (1994) till under 2 miljoner SEK. Om det antas att filtret måste bytas vart 5:e år bedöms totalkostnaden ligga omkring $15-20 \text{ SEK}/\text{m}^3$ (Carlsson och Hell, 1994).

Alternativa processutföranden

Med avseende på praktisk användning av markfilter för rening av lakvatten föreslår Carlsson och Hell (1994) en process i två steg - ett förfilter av t.ex. finsand för borttagande av partiklar följt av ett sorptionsfilter för avskiljning av de lösta föroreningarna. Sandfiltret bör vara lätt utbytbart eller spolbart, åtminstone under tiden då deponin är aktiv och genererar partikelutsläpp.

Den biologiska nedbrytningen är den kritiska faktorn i markfiltrets livslängd och den biologiska aktiviteten kan främjas genom tillsats av näringsämnen och eventuell extern kolkälla (Carlsson och Hell, 1994).

För rening med markfilter även under vinter och tidig vår har isolering visat sig vara effektiv för hållning av något högre temperaturer i bädden (Picard et al, 2005). Isolering kan erhållas genom naturlig vegetation, snö eller is, och inkommande vatten kan utgöra en värmekälla (Picard et al, 2005).

Våtmarker med horisontellt flöde ger ofta låga effektiviteter i reduktion av föroreningar ur lakvatten under kallare vintermånader, varför multicellsystem med vertikalt flöde har utvecklats för lakvattenbehandling i kallare klimat (Pendleton et al, 2005). För att anpassa markfilter till kallare vintrar placerar Pendleton et al (2005) dessutom inflödet för vintermånaderna under ytan, medan vattnet sprids över markytan på sommaren.

Teknikens nackdelar

Eftersom behandling genom bevattning endast kan drivas under växtsäsong (3-9 månader om året i Sverige) måste metoden kombineras med andra reningsprocesser (RVF, 1996). Vidare finns risk för igensättning av filtret vid för hög utfällning av metaller (Carlsson och Hell, 1994).

Metodens biologiska natur innebär att inga vatten innehållande miljögifter kan renas (Thörneby et al, 1996) samtidigt som för höga salthalter i lakvatten kan ge saltskador både på växternas bladverk och på sikt genom att försalta rotzonen (SLU, 2006). Vidare är de biologiska processerna temperaturberoende och enligt Bulc et al (1997) och Picard et al (2005) kan temperaturer under 5 eller över $40 \text{ }^\circ\text{C}$ hindra nitrifikationen. Benyamine et al (2004) uppmärksammar dessutom problem med att höga dagvattenflöden ofta sammanfaller med kallare klimat (snösmältning), vilket förstorar problemet ytterligare. I de fall då lakvattnet inte

innehåller tillräckligt höga halter näringsämnen måste dessa tillsättas för att främja tillväxten av växter och mikroorganismer (Bulc et al, 1997; Masbough et al, 2005).

Över ett års tid krävs för etablering av mikroorganismerna i ett markfilter, vilket ger långa starttider för behandlingen (Fraser et al, 2004) samtidigt som processen är mycket platskrävande och svår att kontrollera (RVF, 1996).

Då mark/växt-system skall tjäna både som vattenreningsanläggning och som rekreativområde för befolkningen noterar Benyamine et al (2004) att problem uppstår eftersom målen för rening av vatten ofta inte överensstämmer med t.ex. målet att skapa biodiversitet.

3. Kapaciteter

Förutom reningsförmågan av olika behandlingsmetoder för lakvatten är kapaciteten en viktig faktor som bör beaktas, i synnerhet då platsbrist begränsar valet av reningsteknik. Eftersom kapaciteten för behandlingsmetoderna relateras till olika storheter som t.ex. reaktorvolym, membranarea eller markyta, kan det vara svårt att jämföra olika tekniker med varandra, men tabell 3.1 skall ge en indikation på storleksordningar. Siffrorna är tagna ut ur texten ovan och för referenser hänvisas till respektive avsnitt om reningsteknikerna.

Tabell 3.1. Kapaciteter för de olika reningsmetoderna¹⁵

Behandlingsmetod	Kapacitet	Enhet	Ytrelatering
Luftade dammar			volym i dammen
Recirkulation	0,1	m ³ /ton,år	mängd avfall
	3	m ³ /m ² ,d	deponiyta
Koagulation/flockulering	yteffektiv ¹⁶		
Kemisk fällning	yteffektiv		
Ammoniakavdrivning	yteffektiv		
Membranfiltrering	Omvänd osmos (RO)	0,20-0,92	m ³ /m ² ,d
	Nanofiltrering (NF)	0,34-1,42	m ³ /m ² ,d
	Ultrafiltrering (UF)		membranarea
	UF + RO		membranarea
	Membranbioreaktor	3-4	m ³ /m ³ ,d
		0,84-3,6	m ³ /m ² ,d
Filtrering	Sandfiltrering	0,05-0,1	m ³ /m ² ,d
	Torvfiltrering	0,125-0,42	m ³ /m ² ,d
	Kalkfiltrering		yta
	Naturlig infiltration	oändlig ¹⁷	yta
	Geofilter		yta
	Filtrering med tallbark		yta
	Filtrering med masugnsslam		yta
Adsorption		19-21	mg metaller/g
		38120	mg COD/g
			vikt adsorbent
Jonbyte			
Elektrokemisk behandling	yteffektiv		mängd avfall
Indunstning	yteffektiv		
Mark/växt-system	0,001-0,86	m ³ /m ² ,d	yta

¹⁵ Siffrorna är tagna ur texten ovan och referenserna hittas under respektive avsnitt för reningsmetoderna.

¹⁶ Metoden räknas som yteffektiv behandlingsmetod eftersom reningen sker i en reaktor.

¹⁷ Ytan under deponin räcker per definition till för naturlig infiltration.

4. Kostnader

Uppskattningar av kostnader för reningsmetoder för lakvatten är mycket svåra att utföra. Anledningar till detta är bl.a. den varierande implementeringen av samma reningsmetod (en process kan installeras i dyra byggnader eller billiga containrar), kvaliteten på den tekniska apparaturen kan variera mycket, större och mindre anläggningar ger varierande driftkostnader per m³ lakvatten och varierande priser för kemikalier, energi, m.m. (Stegmann et al, 2005). Stegmann et al (2005) har undersökt 7 reningsanläggningar med kapaciteter mellan 11000 och 64000 m³/år under året 1994, där totalkostnaden för rening av lakvatten varierade mellan 86 och 285 SEK/m³¹⁸.

I tabell 4.1 nedan följer en sammanfattning av kostnaden för rening av lakvatten med filtrering, andra fysikalisk-kemiska metoder samt kombinationer med fysikalisk-kemiska renings-tekniker enligt studierna som finns beskrivna ovan. Bredden på en del kostnadsintervall härstammar troligtvis främst från de olika uppskattningsmetoderna i olika studier. I en del fall har kostnaden uppskattats för en enskild process medan andra studier har inkluderat även för- och efterbehandling. Snarare än att ge definitiva uppgifter om kostnader skall tabell 4.1 snarare ge en indikation på storleksordningen av kostnaden med de olika behandlingsmetoderna för rening av lakvatten.

Tabell 4.1. Kostnader [SEK/m³] för behandling av lakvatten¹⁹

Behandlingsmetod	Investeringskostnad [SEK]	Driftkostnad [SEK/m ³]	Totalkostnad [SEK/m ³]
Luftade dammar	600 000 - 1 000 000	1-2,5	
Recirkulation			
Koagulation/flockulering			
Kemisk fällning	1 000 000-1 500 000	19	11-30 ²⁰
Ammoniakavdrivning	3 000 000	10-15	25 ²¹
Membranfiltrering			
Omvänd osmos (RO)	25 SEK/m ³	5	25-30
Nanofiltrering (NF)			
Ultrafiltrering (UF)			
UF + RO			6-8
Membranbioreaktor (MBR)			
Filtrering			
Sandfiltrering	1 000 000	1	4
Torvfiltrering	3000 SEK/m ²		10-20
Kalkfiltrering			
Naturlig infiltration			
Geofilter			
Filtrering med tallbark			
Filtrering med masugnsslam			
Adsorption			
Jonbyte			
Elektrokemisk behandling			
Indunstning	9 000 000	94	
Mark/växt-system	2 000 000		5-20

¹⁸ Priserna är omräknade från euro med växelkursen 1 € = 9,5 SEK.

¹⁹ Siffrorna är tagna ur texten ovan och referenserna hittas under respektiva avsnitt för reningsmetoderna.

²⁰ En del av kostnaden omräknad från US\$ med växelkursen 1 US\$ = 7,5 SEK.

²¹ totalkostnad för rening av lakvatten med kemisk fällning, ammoniakavdrivning och filtrering med aktivt kol (Linde, 2004)

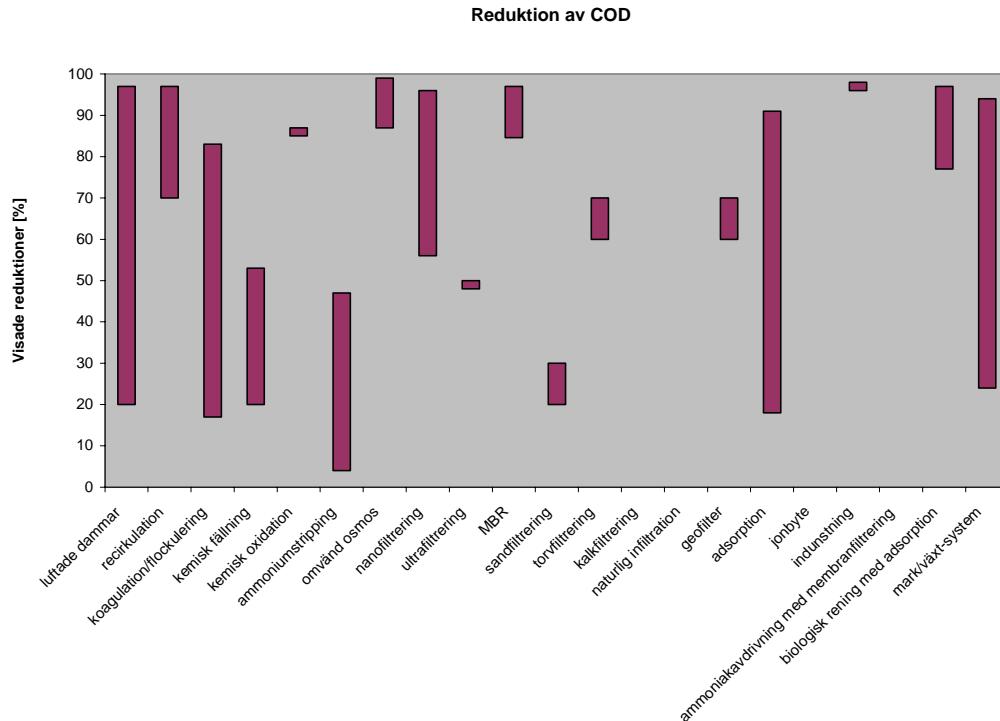
5. Diskussion och slutsatser

Det är uppenbart att det inte finns någon universell teknik för behandling av lakvatten utan att istället variationen i reningseffekten för olika lakvatten är stor. Valet av reningsmetod beror därför lika mycket på tradition som på avsedd reningseffekt. Varje land har sin försmak för en viss teknik. Membranteknik används t.ex. vid många avfallsdeponier i Tyskland och Holland för rening av lakvatten med goda resultat både ur miljö- och ekonomiskt perspektiv, medan tekniken inte används i Sverige. I Sverige är behandling av lakvatten i mark/växtsystem ofta i kombination med luftade dammar vanligast, medan andra behandlingsmetoder som kemisk behandling och filtrering med membran eller andra medier än torv inte förekommer i någon stor utsträckning. Trots vårt kalla klimat är många deponier som använder sig av mark/växtsystem nöjda med lösningen, medan reningsmetoder som bl.a. indunstning, kemisk fällning och ammoniakstripping ofta ger mer eller mindre långvariga problem, antingen ur kostnadssynpunkt, i form av driftstörningar eller genom skapande av koncentrat som måste omhändertas, varmed tekniken inte ger någon egentlig rening av lakvattnet utan snarare en koncentrerad av föroreningar i koncentrat eller slam. Till detta måste också sägas att reningsmetoderna sällan utvärderas, vilket kan innebära att problemen som går att upptäcka reaktorbaserade reningstekniker även förekommer i t.ex. mark/växtsystem men att de inte märks i samma utsträckning. Effektiviteten av bl.a. mark/växtsystem kan dessutom mätas på olika sätt (resultaten är mycket beroende av bl.a. val av mätpunkter i in- resp. utlopp), vilket kan ge en förvrängd bild av verkligheten.

Reningseffektiviteten av de ovan beskrivna behandlingsmetoderna är i de allra flesta fall beroende av lakvattnets sammansättning såväl som processdesignen, varför avskiljningsförmågan för föroreningar i lakvattnet kan skilja sig från en studie till en annan för samma behandlingsmetod (se figur 5.1 - 5.3). Detta försvårar en jämförelse mellan teknikerna. För många reningsmetoder varierar redovisade reduktionsförmågan över nästan hela området från omkring 10-20 till nästan 100%. Den stora spridningen kan dock i vissa fall bero på att endast en eller ett fåtal studier ingår för vissa reningsmetoder, medan andra grundar sig på ett stort antal undersökningar. En liten spridning i figur 5.1 - 5.3 betyder därför inte nödvändigtvis att tekniken generellt ger liknande resultat. Figurerna visar inte heller inom vilket område resultaten från majoriteten av studierna befinner sig och bör därför snarare ses som indikation på den stora spridningen av resultaten från olika studier i vissa reningsmetoder, än bevis på motsatsen för resterande tekniker.

Även om de olika behandlingsmetodernas effektivitet nästan uteslutande mäts i reduktionsförmågan, d.v.s. skillnaden mellan föroreninghalten i ingående och utgående vatten, är detta inte alltid tillräckligt för att kunna jämföra olika tekniker. Medan biologiska och kemiska reningsmetoder i regel bryter ner eller omvandlar föroreningar, leder fysikaliska tekniker endast till en förflyttning eller uppkoncentrerad av föroreningarna. I dessa fall erhålls ett koncentrat, retentat eller slam som innehåller föroreningarna och måste tas omhand.

Ytterligare en intressant aspekt kan vara möjligheten att anpassa processen till ändrade förutsättningar över en längre tidsperiod. Enligt RVF (se avsnitt 1.1) skall en lokal lakvattenbehandlingsanläggning klara av både flödes- och volymvariationer. Även framtida ändrade förutsättningar i form av t.ex. ändrade gränsvärden, tillkommande gränsvärden för ämnen som inte är reglerade idag eller nya myndighetskrav bör tas med i valet av teknik. Av behandlingsmetoderna som finns beskrivna i denna rapport lämpar sig vissa metoder bättre för anpassning till nya förutsättningar än andra.

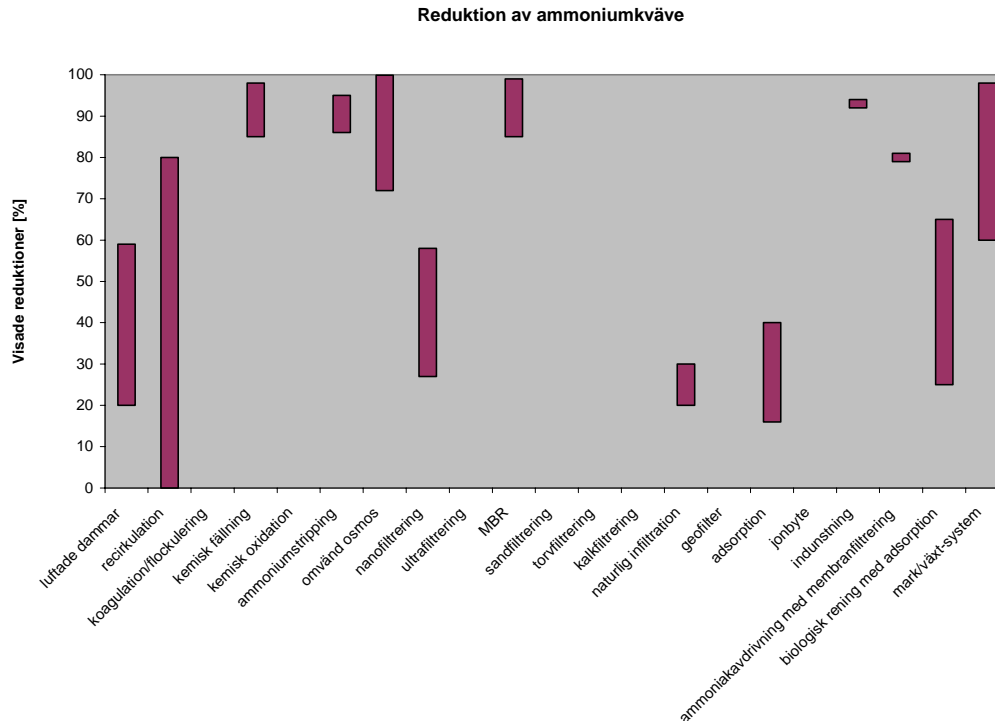


Figur 5.1²². Visade reduktioner av COD i lakvatten med ovan beskrivna reningsmetoder enligt tabell B1 (bilaga B). För metoderna där inga reduktioner återges, saknas information.

Vidare kan urvalskriterierna för lokal lakvattenbehandling skilja sig mycket mellan anläggningarna. Så kan en mindre anläggning möjligtvis tjäna en del på en mer passiv metod utan större behov av övervakning, medan eventuellt kostnaden för intensiv styr- och reglerteknik i en större processanläggning inte behöver vara ett hinder.

Den varierande sammansättningen av lakvatten från olika avfallsceller och deponier gör det svårt att jämföra resultat från olika studier när indata skiljer sig så mycket från varandra. Samtidigt som grundförutsättningarna skiljer sig från en studie till nästa, ger även kombinationen av olika behandlingsmetoder en komplexitet som måste beaktas. Lakvatten renas sällan med en enskild metod och erfarenheter av samma teknik med olika förbehandling för två olika lakvatten försvårar en jämförelse ytterligare. Studierna bör av denna anledning endast ses som indikation på effektivitet, kapacitet, kostnad, m.m. för de olika metoderna. Praktiska försök för lakvattnet i fråga bör göras innan slutgiltiga beslut tas.

²² I de fall då endast en siffra på reduktion är tillgänglig har ett intervall på ± 1 använts för att göra reduktionen synlig i figuren.

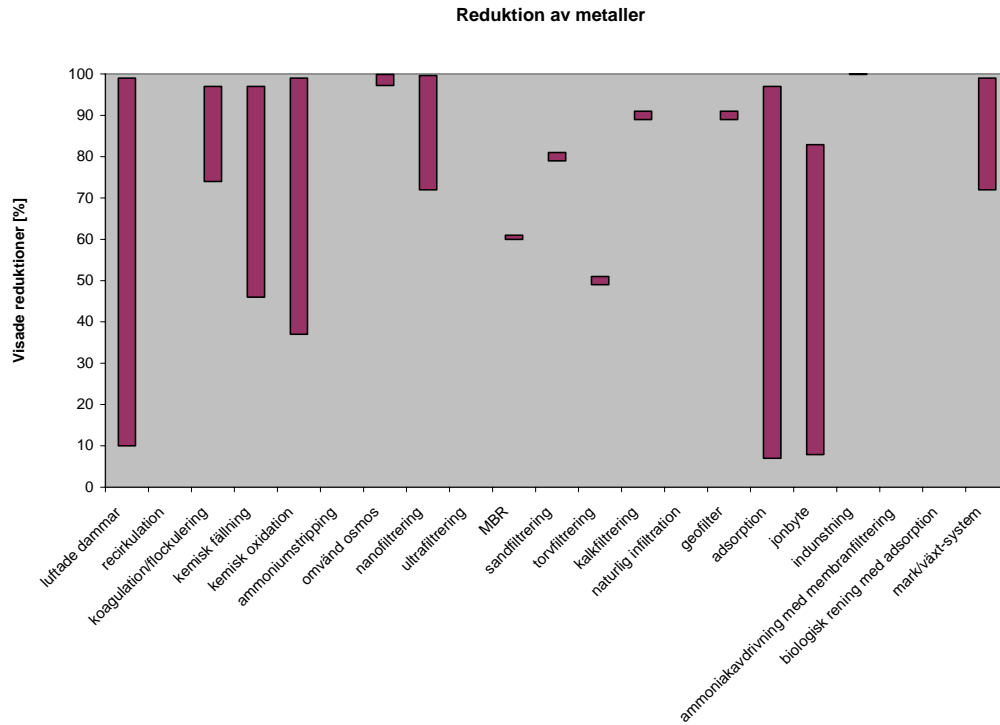


Figur 5.2²³. Visade reduktioner av ammoniumkväve i lakvatten med ovan beskrivna reningsmetoder enligt tabell B1 (bilaga B). För metoderna där inga reduktioner återges, saknas information.

Lokal lakvattenbehandling har studerats i och utanför Sverige. Det befintliga materialet består dock till betydande del av forskningsstudier i labbskala eller pilotförsök och endast lite utvärdering av befintliga storskalanläggningar finns. För att få en klarare överblick över både reningseffekten men även driftparametrar, kostnader och övriga möjligheter och problem med de olika behandlingsmetoderna, kan fullskalanläggningar som renar lakvatten med de ovan beskrivna reningsteknikerna studeras närmare och utvärderas. Filtrering som metod bör uthållig kunna avskilja 60-90% av lösta och partikelbundna metaller. Svårast är det att avskilja nickel.

Det finns relativt lite information att tillgå om driftparametrar som kapaciteter och kostnader för processerna. De redovisade kostnaderna bygger i de flesta fall på den enskilda beskrivna reningsmetoden utan redovisning av kostnader för för- eller efterbehandling. Inte heller indirekta kostnader redovisas. Av denna anledning kan de reella kostnaderna för en anläggning tänkas vara något större än kostnaderna redovisade i studierna (se kapitel 4). De redovisade studierna i denna rapport härstammar från mycket varierande platser runtom i världen, där prisnivåer kan skilja sig från den svenska. En enkel valutaomräkning, som använd i denna rapport, bör därför betraktas som en grov förenkling av situationen och mer noggranna studier som tar hänsyn till både geografiska samt tidsmässiga prisskillnader, bör göras innan konkreta beslut fattas.

²³ I de fall då endast en siffra på reduktion är tillgänglig har ett intervall på ± 1 använts för att göra reduktionen i figuren synlig.



Figur 5.3²⁴. Visade reduktioner av metaller i lakvatten med ovan beskrivna reningsmetoder enligt tabell B1 (bilaga B). För metoderna där inga reduktioner återges, saknas information.

²⁴ I de fall då endast en siffra på reduktion är tillgänglig har ett intervall på ± 1 använts för att göra reduktionen i figuren synlig.

6. Referenser

1. Ahn W.-Y., Kang M.-S., Yim S.-K. och K.-H. Choi, (2002), *Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process*, Desalination 149 (2002) 109-114, Elsevier
2. Amokrane A., Comel C. och Vernon J., (1997), *Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation*, Water Research 31 (1997) 2775-2782, Pergamon
3. Artiga P., Ficara E., Malpei F., Garrido J.M. och Méndez R., (2004), *Treatment of two industrial wastewaters in a submerged membrane bioreactor*, Desalination 179 (2005) 161-169
4. Ayoub G.M., Semerjian L., Acra A., El Fadel M. och Koopman B., (2001), *Heavy metal-removal by coagulation with seawater liquid bittern*, Journal of Environmental Engineering 127 (2001) 196-202
5. Aziz H.A., Yusoff M.S., Adlan M.N., Adnan N.H. och Alias S., (2004a), *Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic landfill leachate by limestone filter*, Waste Management 24 (2004), 353-358, Elsevier
6. Aziz H.A., Adlan M.N., Zahari M.S.M och Alias S., (2004b), *Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH₃) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone*, Waste Management and Research 2004: 22: 371-375
7. Balslev P., Pedersen P.D., Eliassen H. och Fossum T.R., (2005), *Nitrogen removal from leachate by nitrification and recirculation*, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
8. Barina G., Oberti O. och Budka A., (2005), *Leachate recirculation by horizontal trenches: a new French experience*, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
9. Benyamine M., Bäckström M. och Sandén P., (2004), *Multi-objective environmental management in constructed wetlands*, Environmental Monitoring and Assessment 90: 171-185, Kluwer Academic Publishers, Nederländerna
10. Bohdziewicz J., Bodzek M. and Górska J., (2001), *Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate*, Process Biochemistry 36 (2001) 641-646, Elsevier
11. Bohm A.-K., (2000), *Adsorption av metaller i torv vid Kavabedens avfallsanläggning*, examensarbete vid institutionen för Väg- och vattenbyggnad, avdelningen för Geoteknik, Luleå Tekniska Universitet, 2000:169
12. Bulc T., Vrhovšek D. och Kukanja V., (1997), *The use of constructed wetland for landfill leachate treatment*, Water Science and Technology, vol 35, nr 5 sid 301-306, Elsevier
13. Calli B., Mertoglu B. och Inanc B., (2005), *Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives*, Chemosphere 59 (2005) 819-829, Elsevier
14. Cao J.-H., Zhu B.-K., Lu H. och Xu Y.-Y., (2005), *Study on polypropylene hollow fiber based recirculated membrane bioreactor for treatment of municipal wastewater*, Desalination 183 (2005) 431-438, Elsevier
15. Carlsson B. och Hell M., (1994), *Rening av lakvatten i markfilter*, Stiftelsen REFORSK, ISSN 0284-9968
16. Cheung K.C., Chu L.M. och Wong M.H., (1997), *Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate*, Water Air Pollution 94 (1997) 209-221, Kluwer Academic Publishers
17. Chianese A., Ranauro R. och Verdone N., (1999), *Treatment of landfill leachate by reverse osmosis*, Water Research, vol 33, sid 647-652, Pergamon

18. DeWeese A., (1999), All pumped out with no place to go, *Waste Age*, June 1999, 30, 6 sid 62-67
19. Fleming I.R., Ruiz E.F., Putz G.J. och Singh M.K., (2005), *Passive treatment of MSW leachate in a modified drainage system*, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
20. Fraser L.H., Carty S.M. och Steer D., (2004), *A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms*, *Bioresource Technology* 94 (2004) 185-192, Elsevier
21. Gillberg L., Hansen B., Karlsson I., Nordström Enkel A. och Pålsson A., (2003), *About water treatment*, Kemira Kemwater 2003
22. Gustafson H., Af Petersens E., Ridderstolpe P. och Stråe D., (2001), *Nygammal teknik renar lakvatten*, RVF-Nytt 1/2001
23. Hercule S., Taramini V., Samat P., Giust E. och Biquillon R., (2005), *Cogeneration and evaporation: an example of leachate treatment*, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
24. Hjelm V., (2005), *Tungmetaller i lakvatten - avskiljning med mineraliska filtermaterial*, examensarbete vid Sveriges lantbruksuniversitet
25. Imai A., Onuma K., Inamori Y. och Sudo R., (1995), *Biodegradation and adsorption in refractory leachate treatment by the biological activated carbon fluidized bed process*, *Water Research*, vol 29, nr 2, sid 687-694, Pergamon
26. Jing S.-R., Lin Y.-F., Wang T.-W. och Lee D.-Y., (2002), *Wetlands and aquatic processes - microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic loading rates and macrophytes*, *Journal of Environmental Quality* 31:690-696
27. Jönsson K., (1992), *Treatment of landfill leachate with reverse osmosis*, rapport LUTKDH/(TKKA-7004)/1-46/(1992), Lund, 1992
28. Kargi F. och Pamukoglu M.Y., (2004), *Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation*, *Bioresource Technology* 94 (2004) 285-291, Elsevier
29. Kietlińska A., (2004), *Engineered wetlands and reactive bed filters for treatment of landfill leachate*, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm
30. Kurniawan T.A., Lo W.-H. och Chan G.Y.S., (2006), *Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate*, *Journal of Hazardous Materials B129* (2006) 80-100, Elsevier
31. Kängsepp P, Hogland W och Mathiasson, L (2005),: *An industrial leachate treatment system based on the filter-bed technique*. I Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium
32. 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, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
33. Laqua Treatment AB, (2004), *Filter test av spillvatten från bilvätt i Kristianstad*
34. Laqua Treatment AB, *Jämförande test av polering av vakuumindunstat vatten*
35. Li X.Z., Zhao Q.L. och Hao X.D., (1999), *Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation*, *Waste Management* 19 (1999) 409-415, Elsevier
36. Li X.Z. och Zhao Q.L., (2001), *Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen as pretreatment*, *Chemosphere* 44 (2001) 37-43

37. Linde K., Jönsson A.-S. och Wimmerstedt R., (1995), *Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis*, Desalination 101 (1995) 21-30, Elsevier
38. Majone M., Papini M.P. och Rolle E., (1998), *Influence of metal speciation in landfill leachates on kaolinite sorption*, Water Research, vol 32, nr 3, sid 882-890, Pergamon
39. Marttinen S.K., Kettunen R.H., Sormunen K.M. och Rintala J.A., (2002), *Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachate*, Chemosphere 46 (2002) 851-858, Elsevier
40. Masbough A., Frankowski K., Hall K.J. och Duff S.J.B., (2005), *The effectiveness of constructed wetland for treatment of woodwaste leachate*, Ecological Engineering 25 (2005) 552-566, Elsevier
41. Misumi F., Hirotsu T., Sakagami M., Furuichi T. och Hanashima M., (2005), *Concentration of boron in leachates and investigation on the treatment method*, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
42. Mohammad A.W., Hilal N. och Pei L.Y., (2004), *Treatment of landfill wastewater by nanofiltration membrane*, Internaitonal Journal of Green Energy Vol 1 no 2 sid 251-263, Dekker
43. Morawe B., Ramteke D.S. och Vogelpohl A., (1995), *Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate*, Chemical Engineering and Processing 34 (1995) 299-303, Elsevier
44. Mårtensson L., Bergström S., Svensson B.-M. och Matthiasson L., (2005), *Experiences of leachate treatment in pilot plant studies*, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
45. Mæhlum T., (1995), *Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands*, Water Science and Technology, vol 32, nr 3, sid 129-135, Pergamon, IWA Publishing
46. Naturvårdsverket, (1993), *Lokal lakvattenbehandling, erfarenheter från 42 svenska deponier*, rapport 4228, Norstedts Tryckeri AB, Stockholm
47. Nehrenheim E., Johansson Westholm L. och Waara S., (2005), *Treatment of landfill leachate using filter substrates*, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
48. Nilsson P., Hasselgren K. och Pettersson J., (1991), *Lakvattenbehandling - Sammanställning och utvärdering av metoder för behandling av lakvatten från avfallsupplag*, Lunds Universitet, Avdelningen för VA-teknik
49. Nyström A., (2004), *Billig och enkel lakvattenrening*, Miljö och utveckling 5
50. Ozturk I., Altinbas M., Koyunco I., Arikan O. och Gomec-Yangin C., (2003), *Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates*, Waste Management 23 (2003) 441-446, Elsevier
51. Pendleton C.H., Morris J.W.F., Goldemund H., Rozema L.R., Mallamo M.S. och Agricola L., (2005), *Leachate treatment using vertical subsurface flow wetland systems - findings from two pilot studies*, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
52. Peters T.A., (1998a), *Purification of landfill leachate with membrane filtration*, Filtration & Separation 35 (1) 33-35 jan – feb 1998, Elsevier
53. Peters T.A., (1998b), *Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration*, Desalination 119 (1998) 289-293, Elsevier

54. Peters T.A., (2003), *20 years experience with reverse osmosis in leachate treatment*, Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-10 oktober 2003, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
55. Piatkiewicz W., Biemacka E. och Suchecka T., (2001), *A Polish study: treating landfill leachate with membranes*, Filtration and Separation July / August 2001
56. Picard C.R., Fraser L.H. och Steer D., (2005), *The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms*, Biosource Technology 96 (2005) 1039-1047, Elsevier
57. Pirbazari M., Ravindran V., Badriyha B.N. och Kim S.-H., (1996), *Hybrid membrane filtration process for leachate treatment*, Water Resources, vol 30, nr 11, sid 2691-2706, Elsevier
58. Rodríguez J., Castrillón L., Marañón E., Sastre H. och Fernández E., (2004), *Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption*, Water Research 38 (2004) 3297-3303, Elsevier
59. RVF (Svenska Renhållningsverks-Föreningens Service AB), (1996), *Lokal lakvattenbehandling - En vägledning för val av behandlingsmetod för lakvatten från kommunala avfallsupplag*, Rapport 1996:4, Daleke Grafiska AB, Malmö
60. RVF (Svenska Renhållningsverks-Föreningens Service AB), (2005), *Drift vid deponeringsanläggningar - handbok: Återvinning, förbehandling och deponering*, uppdaterad 2005-07-22, sid 110
61. Scholz M., Xu J. och Dodson H.I., (2001), *Comparison of filter media, plant communities and microbiology within constructed wetlands treating wastewater contaminated heavy metals*, Journal of Chemical Technology and Biotechnology 76:827-835
62. Silvia A.C., Dezotti M. och Sant'Anna Jr. G.L., (2004), *Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate*, Chemosphere 55 (2004) 207-214, Elsevier
63. Stegmann R., Heyer K.-U. och Cossu R., (2005), *Leachate treatment*, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
64. Stephenson T., Pollard S.J.T. och Cartmell E., (2003), *Feasibility of biological aerated filters (BAFS) for leachate treatment*, Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-10 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
65. SYSAV, (2004), *Miljörapport – Spillepengs avfallsanläggning, 2004*
66. Tan X., Tan S.P., Teo W.K. och Li K., (2006), *Polyvinylidene fluoride (PVDF) hollow fibre membranes for ammonia removal from water*, Journal of Membrane Science 271 (2006) 57-68, Elsevier
67. Tao W., Hall K.J. och Duff S.J.B., (2006), *Performance evaluation and effects of hydraulic retention time and mass loading rate on treatment of woodwaste leachate in surface-flow constructed wetlands*, Ecological Engineering 26 (2006) 252-265, Elsevier
68. Tatsi A.A., Zouboulis A.I., Matis K.A. och Samaras P., (2003), *Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates*, Chemosphere 53 (2003) 737-744, Elsevier
69. 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, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
70. Thörneby L., Hogland W. och Persson K., (1996), *Uppförande av omvänd osmosanläggning för behandling av lakvatten från deponi - etapp 2*, Stiftelsen REFORSK, ISSN 0284-9968

71. Thörneby L., Hogland W., Sterni J., Mathiasson L. och Somogyi P., (2003), *Design of a reverse osmosis plant for leachate treatment aiming for safe disposal*, Waste Management and Research 2003. 21. 424-435, ISWA
72. Urase T., Salequzzaman M., Kaboyashi S., Matsuo T., Yamamoto K. och Suzuki N., (1997), *Effect of high concentration of organic and inorganic matters in landfill leachate on the treatment of heavy metals in very low concentration level*, Water Science and Technology, vol 36, nr 12, sid 349-356, Elsevier
73. Ushikoshi K., Kaboyashi T., Uematsu K., Toji A., Kojima D. och Matsumoto K., (2002), *Leachate treatment by the reverse osmosis system*, Desalination 150 (2002) 121-129, Elsevier
74. Vandecasteele C. och Block C., *Landfilling of solid waste*, kurslitteratur till kursen Capita Selecta Milieutechnologie ht2003, Katholieke Universiteit Leuven, Belgien
75. Van Dijk L. och Roncken G.C.G., (1997), *Membrane bioreactors for waste water treatment: the state of the art and new developments*, Water Science and Technology, vol 35 nr 10, sid 35-41, Elsevier
76. Vassel J.-L. och Jupsin H., (2003), *About refractory COD removal in MBRs for leachate treatment*, Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-10 oktober 2003, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
77. Viberg, H., (2004), *Lokal lakvattenrening vid Löt anfallsanläggning i Vallentuna. Några aspekter på hur systemet fungerat över tid, massbalanser och torvfiltren.*, examensarbete inom miljö- och hälsoskyddsprogrammet, institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms Universitet
78. Waara S., Allard A.-S., EK M. och Svensson A., (2003), *Chemical and toxicological characterization of landfill leachate after treatment in a pilot scale plant using different treatment methods*, Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-10 oktober 2003, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
79. Wasay S.A., Barrington S. och Tokunaga S., (1999), *Efficiency of GAC for treatment of leachate from soil washing process*, Water, Air and Soil Pollution 116: 449-460, 1999, Kluwer Academic Publishers
80. Woelders H. och Schonewille H., (2003), *Leachate treatment by direct capillary nanofiltration*, Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-10 oktober 2003, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
81. Yoshikawa K., Urabe S., Matsufuji Y., Kanjo Y., Fukunaga I. och Yagi Y., (2005), *Experimental study on dioxin removal in landfill leachate by advanced oxidation process*, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien
82. Zhang S., Van Houten R., Eikelboom D.H., Doddema H., Jiang Z., Fan Y. och Wang J., (2003), *Sewage treatment by low energy membrane bioreactor*, Bioresource Technology 90 (2003) 185-192, Elsevier

Oppublicerat

1. Nilsson, Peter, (2006), VA-teknik & Vattenvård

Elektroniska referenser

1. Constructed Wetland Association (CWA): www.constructedwetland.org, 5 maj 2006
2. Sunne Kommun, *Teknik samt miljö, energi, plan- och bygglov - En ekologiskt hållbar framtid*, www.sunne.se, 16 maj 2006
3. Industrimineralcentrum: www.industrimineralcentrum.com/rapp01.html, Rob H. Hellingwerf, (2003), *Lägesrapport nr 1 till EG's strukturfonder Innovativa Åtgärder*, 16 maj 2006
4. Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), *Vegetationsfilter av salix*, <http://www.lto.slu.se/forskning/vegfilter.htm>, 1 juni 2006

Personliga kontakter

1. Jannes, Sara, Telge Återvinning AB, 22 maj 2006
2. Jansson, Leif, Renhållningsingenjör, Holmby Återvinningscentral, Sunne Kommun, 23 maj 2006
3. Linde, Leif W, (2004), *Leachate treatment at Lilla Nyby landfill*, www.vattenavlopp.info/leachate/index.html, 23 maj 2006
4. Liwing, Björn, Miljöingenjör, MERAB, 29 maj 2006
5. Åström, Ture, Gansca-deponin, Sundsvall, 29 maj 2006

Bilaga A. Sammanställning av resultat från försök med de olika reningsteknikerna

Tabell A1. Luftade dammar

Deponi	Ämne	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]				BOD /COD	COD /TOC	pH	Avskiljningsgrad [%]		
		COD	BOD	NH ₄ ⁺ -N	metall				COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
10 anläggningar ²⁵								20-30	20-40		
Bryn Posteg Landfill (England) ²⁶		5518	3670	130		0,67		5,8-8	>97 ²⁷	>59	10-99 ²⁸

Tabell A2. Recirkulation

Deponi	Ämne	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]				BOD /COD	COD /TOC	pH	Avskiljningsgrad [%]		
		COD	BOD	NH ₄ ⁺ -N	metall				COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
England ²⁹								70	≈ 0		
Labförsök ^{30, 31}		17,345		766			6-8	97	80		

²⁵ RVF, 1996

²⁶ Nilsson et al, 1991

²⁷ vid tillsats av fosforsyra

²⁸ beroende på metall (god avskiljning av mangan och järn medan reduktionen av natrium, kalium och magnesium visade sig vara begränsad)

²⁹ Nilsson et al, 1991

³⁰ Fleming et al, 2005

³¹ Resultat från försök av recirkulation av lakvatten efter nitrifikation.

Tabell A3. Koagulation/flockulering

Deponi	Ämne	Fällningskemikalie / koagulant	Dos [g/l]	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]				BOD /COD	COD /TOC	pH	Avskiljningsgrad [%]		
				COD	BOD	NH ₄ ⁺ -N	metall				COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
NA ¹	B	FeCl ₃	0,3	NA	NA	NA	0,5	NA	NA	9,0 ²	17 ³	NA	12
	Cd(II)			0,5				4,0	83	>97			
	Cu(II)			0,5				4,0	83	82			
	Ni(II)			0,5				4,0	83	75			
	Pb(II)			0,5				4,0	83	>97			
	Zn(II)			0,5				9,0	17	77			
	Cr(IV)			0,5				4,0	83	94			
Jeandelaincourt (Frankrike) ⁴		FeCl ₃	5,7	4100	200	1040	NA	0,05	2,9	5	55	NA	NA
Thessaloniki (Grekland) ⁵		Al ₂ (SO ₄) ₃	12							5,5	42		
		FeCl ₃	0,8	5690	2215	580	NA	0,1	NA	4,8	56	NA	NA
Thessaloniki (Grekland) ⁶		Al ₂ (SO ₄) ₃	0,4								39		
		FeCl ₃	1,5	5350 ⁷	1050	940	NA	0,20	NA	10	>80	-	-
				70900 ⁸	26800	3100	NA	0,38	NA			-	-
		Al ₂ (SO ₄) ₃	1,5	5350	1050	940	NA	0,20	NA	7	56	-	-
			3	70900	26800	3100	NA	0,38	NA		38	-	-
Gramacho Metropolitan Landfill (Brasilien) ⁹		kalk	7	5350	1050	940	NA	0,20	NA	12	45		<90
			7	70900	26800	3100	NA	0,38	NA	12	45		<90
Gramacho Metropolitan Landfill (Brasilien) ¹¹		Al ₂ (SO ₄) ₃	0,7	3460	150	800	låg	0,04	4,17	4,5	23	NA	0 ¹⁰
		Al ₂ (SO ₄) ₃	0,7	3470	150	750	låg	0,04	3,45	4,5	27	NA	0

¹ Urase et al, 1997

² B och Zn var de enda undersökta metaller som avskiljdes bättre vid höga pH (Urase et al, 1997).

³ Samtliga siffror om avskiljning av organiskt material redovisat från Urase et al (1997) gäller TOC (total organic carbon).

⁴ Amokrane et al, 1997

⁵ Kurniawan et al, 2006

⁶ Tatsi et al, 2003

⁷ stabiliserat lakvatten

⁸ ungt lakvatten

⁹ Silvia et al, 2004

¹⁰ enligt Silvia et al (2004) p.g.a. det låga pH-värdet

¹¹ Silvia et al, 2004

NA: not available

Tabell A4. Kemisk fällning

Deponi	Ämne	Fällningskemikalie / koagulant	Dos [g/l]	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]				BOD /COD	COD /TOC	pH	Avskiljningsgrad [%]		
				COD	BOD	NH ₄ ⁺ -N	metall				COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
Oyaderi (Turkiet) ¹	NA	struvit	NA	4024	NA	2240	NA	NA	2,48	9,2	50	85 ²	NA
Komurcuoda (Turki- et) ³	NA	struvit	NA	47800 ⁴	28500 ⁵	3260 ⁶	NA	0,6	NA	7,5	20	98 ⁷	NA
WENT (Hongkong) ⁸	NA	struvit ⁹	NA	7511	1436	5618	NA	0,19	2,90	9,0	53	98	NA
Gaziabtep (Turkiet) ¹⁰	Cu(II)	Ca(OH) ₂	8,0	37026	15550	2430	0,11	0,42	NA	11	NA	NA	72
	Pb(II)						1,20						46
	Fe(II)						6,60						78
	Mn(II)						0,36						97
	Ni(II)						2,00						51

NA: not available

¹ Ozturk et al, 2003

² Avskiljning av organiskt kväve kunde inte uppnås (Ozturk et al, 2003).

³ Calli et al, 2005

⁴ Max. värde i lakvattnet från Komurcuoda-deponin under perioden juli 1998 – juni 2001 (Calli et al, 2005)

⁵ Max. värde i lakvattnet från Komurcuoda-deponin under perioden juli 1998 – juni 2001 (Calli et al, 2005)

⁶ Max. värde i lakvattnet från Komurcuoda-deponin under perioden juli 1998 – juni 2001 (Calli et al, 2005)

⁷ MAP-fällning av anaerobt förbehandlat lakvatten.

⁸ Li et al, 1999

⁹ MgCl₂·6H₂O och Na₂HPO₄·12H₂O med förhållandet Mg²⁺:NH₄⁺:PO₄³⁻ 1:1:1

¹⁰ Kurniawan et al, 2006

Tabell A5. Kemisk oxidation

Deponi	Ämne	Oxidations- medel	Dos [g/l]	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l] ⁵³				BOD /COD	COD /TOC	pH	Avskiljningsgrad [%]		
				COD	NH ₄ ⁺ -N	metall	annat				COD	NH ₄ ⁺ -N	annat
Japan ⁵⁴	dioxin	ozon, UV ⁵⁵ , H ₂ O ₂					27					37-73	
	dioxin	ozon, UV, membran					16					>99	
	dioxin	ozon, UV, H ₂ O ₂ , foto- katalysator					14					93-98	
	dioxin	ozon, UV					3,5-46					29-97,8	
	dioxin	ozon, UV, H ₂ O ₂ , tryck					10					99	
	dioxin	ozon, H ₂ O ₂					7,1					62-82	
Härlöv (Sverige) ⁵⁶	fenoler	OH-radikaler										83	
	fenoler	ozon, syre										89	
	icke polära orga- niska ämnen	OH-radikaler										89	
	icke polära orga- niska ämnen	ozon, syre										61	
	AOX	ozon											
Tyskland ⁵⁷				900	0,3							86	
												89	

NA: not available

⁵³ Dioxinkoncentrationer i enheten pg-TEQ/l

⁵⁴ Yoshikawa et al, 2005

⁵⁵ UV-strålning

⁵⁶ Mårtensson et al, 2005

⁵⁷ Stegmann et al, 2005

Tabell A6. Ammoniumstripping för avskiljning av NH₄⁺-N

Deponi	Kemikalie för pH-justering	Dos [g/l]	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	COD /TOC	pH	Avskiljningsgrad [%]	
			COD	NH ₄ ⁺ -N	BOD				COD	NH ₄ ⁺ -N
Thessaloniki (Grekland) ⁵⁸	Ca(OH) ₂	3,1	5690	2215	580	0,1	NA	11,5	NA	95
Oyaderi (Turkiet) ⁵⁹	Ca(OH) ₂	8	5730	1025	NA	NA	2,34	11,5	25	90 ⁶⁰ ⁶¹
Komurcuoda (Turkiet) ⁶²	Ca(OH) ₂	13 ⁶³	5850-47800	1380-3260	3510-28680 ⁶⁴	0,6	NA	11	<15	94
Junk Bay (Hongkong) ⁶⁵	Ca(OH) ₂	10	557	705	NA	NA	NA	>11	24	93 ⁶⁶
Gin Drinkers' Bay (Hongkong) ⁶⁷	Ca(OH) ₂	10	488	556	NA			12	47	86 ⁶⁸
Björnholmen (Sverige) ⁶⁹	NaOH	2	496	262	35	0,07			45 ⁷⁰	87
Mustankorkea (Finland) ⁷¹	NaOH (5 M)	NA	340-920	110-220	84	0,09-0,25	NA	11	4-21	89 ⁷²

NA: not available

⁵⁸ Kurniawan et al, 2006

⁵⁹ Ozturk et al, 2003

⁶⁰ 24 timmar kontakttid

⁶¹ Vid lägre kalkdosering (4,8 resp. 6,6 g/l) och pH 10 resp. 11 visade sig reduktionen av NH₃-N endast vara runt 20%.

⁶² Calli et al, 2005

⁶³ Doseringen gäller behandling av obehandlat lakvatten. Ammoniumstripping av anaerozt förbehandlat lakvatten gav samma resultat vid en kalkdosering av 11 g/l p.g.a. högre pH-värden i inflödet av detta vatten.

⁶⁴ vid antagandet att kviten BOD/COD är konstant

⁶⁵ Cheung et al, 1995

⁶⁶ Resultatet erhöles vid ett luftflöde på 5 l/min. Luftflöden på 0 l/min och 1 l/min gav en NH₃-N-reduktion på 65 resp. 81%.

⁶⁷ Cheung et al, 1995

⁶⁸ Resultatet erhöles vid ett luftflöde på 5 l/min. Luftflöden på 0 l/min och 1 l/min gav en NH₃-N-reduktion på 75 resp. 81%.

⁶⁹ Naturvårdsverket, 1993

⁷⁰ Reduktion efter behandling med flockning och ammoniakavdrivning.

⁷¹ Marttinen et al, 2002

⁷² Vid ett luftflöde på 10 l/h

Tabell A7. Omvänd osmos (RO)

Deponi	Membrantyp	Antal steg	Ämne	Tryck [bar]	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]				BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]		
					COD	NH ₄ ⁺ -N	metall	BOD			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
Odayeri (Turkiet) ⁷³	UF+SW		NA	55	1700	NA	NA	NA	NA	8,0	99	NA	NA
	UF+BW		NA	25	3000	950	NA	NA	NA	8,0	89	72	NA
Chung Nam (Korea) ⁷⁴	SW-4040		NA	NA	631	203 ⁷⁵	NA	4,3-29	<0,05	NA	95	88	NA
Clean Park KINU (Japan) ⁷⁶	DT			65	21,1-747	3,9-53	NA	5,1-197	NA	4,8-7	98,1->99	90,2-98,4	97,5-99,9 ⁷⁷
Pietramelina (Italien) ⁷⁸	SW30-2521		Cd(II)	20 och 53	3840	NA	20	1200	0,31	6,0	96-98	NA	>99,5
			Zn(II)										>97,2
			Cu(II)										>98,5
Hedeskoga (Sverige) ⁷⁹	AFC99		NA	40	400	250		20	0,1	7	95	82	NA
Spillepeng (Sverige) ⁸⁰	AFC99		NA	40	925 ⁸¹	280	NA	NA	NA	6,5	98	94	NA
	AFC99		NA	40	335 ⁸²	140	NA	NA	NA	6,5	96	94	NA
Ihlenberg (Tyskland) ⁸³	NA	2	NA	36-60	1797	366	0,25			7,7	>99	99,9	>98
Lipówka (Polen) ⁸⁴	SS		NA	27,6	846	NA	NA	NA	NA	8,8	94	NA	NA
Hintere Dollert Rastatt (Tyskland) ⁸⁵	tub	1			4135 ⁸⁶	1665		830	0,2		87	44	
VAM Wijster (Nederländerna) ⁸⁷	tub + spiral	2			1240	290		100	0,08	6,7	>99	>97	

NA: not available

⁷³ Ozturk et al, 2003

⁷⁴ Ahn et al, 2002

⁷⁵ Halten NO₃⁻-N i feeden till RO-membranet var 270 mg/l, varav 93% togs bort i RO-processen

⁷⁶ Ushikoshi et al, 2002

⁷⁷ förutom bor där reduktionen låg på 50-83,3%

⁷⁸ Chianese et al, 1999

⁷⁹ Thörneby et al, 2003

⁸⁰ Linde et al, 1995

⁸¹ lakvatten från biodegraderbart avfall

⁸² lakvatten från konventionell avfallsdeponering

⁸³ Peters, 1998a,b; Jönsson, 1992

⁸⁴ Bohdziewicz et al, 2001

⁸⁵ Jönsson, 1992

⁸⁶ medelvärde, detta gäller även andra värden för denna deponi

⁸⁷ Jönsson, 1992

fortsättning Tabell A7. Omvänd osmos

Deponi	Membran- typ	Antal steg	Ämne [bar]	Tryck	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]				BOD pH	Avskiljningsgrad [%]		
					COD	NH ₄ ⁺ - N	metall	BOD /COD		COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
ZVSMM, Schwabach (Tyskland) ⁸⁸	-	2			912	1955				98	98	
Breinermoor (Tyskland) ⁸⁹	tub	1			750	<5			6-7,5	97	80	

⁸⁸ Jönsson, 1992

⁸⁹ Jönsson, 1992

Tabell A8. Nanofiltrering (NF)

Deponi	Membrantyp	Ämne	Tryck [bar]	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]				BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]			
				COD	NH ₄ ⁺ -N	metall	BOD			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall	
NA ⁹⁰	NTR-7250 ⁹¹	Cr(III)	3	NA	NA	0,69	NA	NA	NA	NA	NA	99,6	
		Cu(II)				0,23						99,1	
		Pb(II)				0,03						93	
		As				0,01						56	
		B				3,7						19	
NA ⁹²	NTR-7410 ⁹³	Cr(III)	3	NA	NA		NA	NA	NA	NA	NA	<80	
		Cu(II)											75
		Pb(II)											72
		As											3
		B											11
Mustankorkea (Finland) ⁹⁴	Desal 5-DL	NA	6-8	550	220	NA	NA	NA	7,3	56	27	NA	
Nurmijärvi (Finland) ⁹⁵	Desal 5-DL	NA	6-8	530	74	NA	NA	NA	7,6	66	50	NA	
	Desal 5-DL	NA	6-8	200 ⁹⁶	<1	NA	NA	NA	7,9	83	-	NA	
Spillepeng (Sverige) ⁹⁷	AFC-30	Pb(II)	20	2000	NA	0,61	NA	NA	NA	NA	NA	97	
		Zn(II)				0,50						88	
		Cd(II)				0,03						94	
Ihlenberg (Tyskland) ⁹⁸	NA	NA	NA	17000	3350	NA	480	0,03	6,3	96	58	NA	
Halle-Lochau (Tyskland) ⁹⁹	NA	NA	NA	6400	2260	NA	591,4	0,09	6,23	91	55	NA	

NA: not available

⁹⁰ Urase et al, 1997

⁹¹ löst RO-membran (saltborttagande 60%) från Nitto Denko Corporation, Japan

⁹² Urase et al, 1997

⁹³ löst RO-membran (saltborttagande 10%) från Nitto Denko Corporation, Japan

⁹⁴ Marttinen et al, 2002

⁹⁵ Marttinen et al, 2002

⁹⁶ biologiskt förbehandlat lakvatten

⁹⁷ Kurniawan et al, 2006

⁹⁸ Peters, 1998a

⁹⁹ Peters, 1998a

Tabell A9. Ultrafiltrering (UF)

Deponi	Membrantyp	Ämne	Tryck [bar]	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]			
				COD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall	
Lipówka (Polen) ¹⁰⁰	PVC	NA	3	1660	NA	NA	NA	NA ¹⁰¹	8,6	49	NA	NA

NA: not available

Tabell A10. Membranbioreaktor (MBR)

Deponi	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			Avskiljningsgrad [%]		
	COD	NH ₄ ⁺ -N	metall	COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
Sluisjesdijk ¹⁰² (Nederländerna) ¹⁰³				84,6	85-99,8 ¹⁰⁴	
Bavel/Dorst (Nederländerna) ¹⁰⁵				89,7	97,7 ¹⁰⁶	60,7
NA ¹⁰⁷	4000	800		>90	>99	
NA ¹⁰⁸	312-584			96,5		
NA ¹⁰⁹	800-25000			97		
	800-25000			86		

NA: not available

Tabell A11. Sandfiltrering

Deponi	Ämne	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]		
		COD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
NA ¹¹⁰	Fe, Mn						20-30		80

NA: not available

¹⁰⁰ Bohdziewicz et al, 2001

¹⁰¹ För lakvattnet gällde BOD/COD 0,1-0,4. UF-försöken gjordes på lakvattnet efter ett biologiskt reningssteg.

¹⁰² slambehandlingsanläggning, försök på rejektvatten

¹⁰³ van Dijk och Roncken, 1997

¹⁰⁴ 85% av totalt kväve reducerades, vilket motsvarar 99,8% av Kjeldahlkvävet.

¹⁰⁵ Van Dijk och Roncken, 1997

¹⁰⁶ Kjeldahlkväve

¹⁰⁷ van Dijk och Roncken, 1997

¹⁰⁸ Cao et al, 2005

¹⁰⁹ Artiga et al, 2004

¹¹⁰ RVF, 1996

Tabell A12. Torvfiltrering

Deponi	Ämne	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]		
		COD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
Halmstad (Sverige) ¹¹¹				BOD		60-70		50	

Tabell A13. Kalkfiltrering

Deponi	Ämne	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]		
		COD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
NA ¹¹²	Fe(II)							>90	

NA: not available

Tabell A14. Naturlig infiltrering

Deponi	Ämne	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]		
		COD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
NA113								20-30	

NA: not available

Tabell A15. Geofilter

Deponi	Ämne	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]		
		COD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
Torsviken, Göteborg (Sverige) ¹¹⁴						60-70		90	

¹¹¹ Nyström, 2004

¹¹² Aziz et al, 2004a

¹¹³ RVF, 1996

¹¹⁴ RVF, 1996

Tabell A16. Adsorption

Deponi	Ämne	Adsorbent	Aktiv yta [m ² /g]	Dos [g/l]	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]			Kapacitet [mg/g]
					COD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall	
Goslar (Tyskland) ¹¹⁵		GAC ¹¹⁶	1031		879-940	n.d. ¹¹⁷	NA		7,5	91	NA ¹¹⁸		564
NA ¹¹⁹	Cd(II)	GAC		91	NA	NA	36,4	NA	>7,7	NA	NA	89	19-21 ¹²⁰
	Cu(II)						7,4		>7,7			87	
	Cr(II)						15,0		5,4-6,2			75-77	
	Mn(II)						32,5		>7,7			78	
	Pb(II)						76,3		6,9-7,7			92-95	
	Zn(II)						13,8		>7,7			84	
	Hg(II)						2,5		5,4-6,9			96-97	
	Cd(II)	GAA ¹²¹		91	NA	NA	36,4	NA	8,1-8,9	NA	NA	24-34	
	Cu(II)						7,4		8,1-8,9			9-17	
	Cr(II)						15,0		8,1-8,9			25-33	
	Mn(II)						32,5		8,1-8,9			22-24	
	Pb(II)						76,3		8,1-8,9			27-41	
	Zn(II)						13,8		8,1-8,9			27-34	
	Hg(II)						2,5		8,1-8,9			58-64	
	Cd(II)	FC ¹²²		91 ml/l	NA	NA	36,4	NA	3,3-6,8	NA	NA	7-11	
	Cu(II)						7,4		3,3-6,8			23-40	
	Cr(II)						15,0		3,3-6,8			11-15	
	Mn(II)						32,5		3,3-6,8			13-16	
	Pb(II)						76,3		3,3-6,8			16-18	
	Zn(II)						13,8		3,3-6,8			10-14	
	Hg(II)						2,5		3,3-6,8			82-92	

NA: not available, n.d.: not detected

¹¹⁵ Morawe et al, 1995

¹¹⁶ GAC = granulärt aktivt kol

¹¹⁷ kväve i form av nitrat (1082-1159 mg/l) och nitrit (4,9-6,4 mg/l)

¹¹⁸ reduktion av nitrat: 6-12 % och nitrit: 14-34 %

¹¹⁹ Wasay et al, 1999

¹²⁰ Enligt Wasay et al (1999) har det aktiva kolet en kapacitet att binda totalt 19-21 mg metaller/g adsorbent.

¹²¹ GAA = granulär aktiv alumina

¹²² FC = järnklorid

fortsättning Tabell A16. Adsorption

Deponi	Ämne	Adsorbent	Aktiv yta [m ² /g]	Dos [g/l]	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]			Kapacitet [mg/g]
					COD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall	
Burung Island (Malaysia) ¹²³		GAC, kalk			<3450	<1909	NA	<0,33	7-9	NA	40	NA	NA
La Zoreda (Spanien) ¹²⁴		GAC	1000	20	1300			<0,1	1,5	80	NA	NA	38120 ¹²⁵

NA: not available, n.d.: not detected

Tabell A17. Jonbyte

Deponi	Ämne	Adsorbent	Aktiv yta [m ² /g]	Dos [g/l]	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]				BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]		
					COD	NH ₄ ⁺ -N	BOD	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
Italien ¹²⁶	Pb(II)	Kaolinite	8,8	16	6378	NA	NA	5,0	NA	8,3			57,1
	Cd(II)	Kaolinite	8,8	16	6378	NA	NA	1,0	NA	8,3			20,5
	Cu(II)	Kaolinite	8,8	16	6378	NA	NA	5,0	NA	8,3			20,4
	Ni(II)	Kaolinite	8,8	16	6378	NA	NA	5,0	NA	8,3			7,9
	Pb(II)	Kaolinite	8,8	192	6378	NA	NA	5,0	NA	8,3			82,9
	Cd(II)	Kaolinite	8,8	192	6378	NA	NA	1,0	NA	8,3			36,7
	Cu(II)	Kaolinite	8,8	192	6378	NA	NA	5,0	NA	8,3			37,0
Ni(II)	Kaolinite	8,8	192	6378	NA	NA	5,0	NA	8,3			53,6	

NA: not available

Tabell A18. Indunstning

Deponi	Ämne	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]		
		COD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	fenoler
Frankrike ¹²⁷		1020	220			5	97	93	>99,9

NA: not available

¹²³ Aziz et al, 2004b

¹²⁴ Rodríguez et al, 2004

¹²⁵ efter 2 timmar

¹²⁶ Majone et al, 1998

¹²⁷ Hercule et al, 2005

Tabell A19. Ammoniumstripping kombinerad med membranfiltrering

Deponi	Ämne	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]		
		COD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
NA ¹²⁸									≈ 80

NA: not available

Tabell A20. Biologisk rening kombinerad med adsorption

Deponi	Ämne	Adsorbent	Aktiv yta [m ² /g]	Dos [g/l]	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]			BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]		
					COD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	NH ₄ ⁺ -N	metall
NA ¹²⁹		PAC		2	7000	700	NA	NA	8	87	26	NA
		PZ		2	7000	700	NA	NA	8	77	NA	NA
		PAC		5	7000	700	NA	NA	8	NA	30	NA
		PZ		5	7000	700	NA	NA	8	NA	40	NA
		PAC+PZ		1+1	7000	700	NA	NA	8	77	25	NA
NA ¹³⁰		AC ¹³¹			90 ¹³²			<0,1		58 ¹³³		
Hide Park ¹³⁴		AC			2750-3105	67-75 ¹³⁵		0,43-0,54		95-96		
NA ¹³⁶		AC			8300-9500	142-161 ¹³⁷		0,71-0,87	6,5-7,5	96-97		
Tyskland ^{138, 139}		PAC			707	0,26				87	65	

NA: not available

¹²⁸ Tan et al, 2006

¹²⁹ Kargi och Pamukoglu, 2004

¹³⁰ Imai et al, 1995

¹³¹ AC = aktivt kol

¹³² DOC (löst organiskt kol)

¹³³ DOC (löst organiskt kol)

¹³⁴ Pirbazari et al, 1996

¹³⁵ totalt Kjeldahlkväve (summan av organiskt kväve och NH₄⁺-N)

¹³⁶ Pirbazari et al, 1996

¹³⁷ totalt Kjeldahlkväve (summan av organiskt kväve och NH₄⁺-N)

¹³⁸ Stegmann et al, 2005

¹³⁹ Behandling av biologiskt förbehandlat lakvatten.

Tabell A21. Mark/växt-system

Deponi	Ämne	Initialkoncentration i lakvatten [mg/l]				BOD /COD	pH	Avskiljningsgrad [%]			
		COD	BOD	NH ₄ ⁺ -N	metall			COD	BOD	NH ₄ ⁺ -N	metall
Torsviken, Göteborg (Sverige) ¹⁴⁰								70-80			>90
	Hg ¹⁴¹							60		60	50
NA ¹⁴²											
NA ¹⁴³										70-75	
NA ¹⁴⁴	Cu				1000					41-60	98-99
	Pb				1277					41-60	96-99
Dragonja (Slovenien) ¹⁴⁵	Fe	1264	60	88	10	0,05		68-94 ¹⁴⁶		72-95	72-86
Torsviken, Göteborg (Sverige) ¹⁴⁷		3221	1702	0,3		0,53		40-50	51-55		
		3980	3465	0,3		0,87		29-34	59-63		
Kanada ¹⁴⁸		615-628					5	25-30			
USA ¹⁴⁹	Fe		30	211	35				88	98	>99
Esväl (Norge) ¹⁵⁰	Fe	<2000	<300	<230				88	91	83	88

NA: not available

I Torsvikens avfallsupplag i Göteborg kunde så gott som 100% av inkommande dioxin avskiljas i mark/växt-system (Carlsson och Hell, 1994).

¹⁴⁰ Carlsson och Hell, 1994

¹⁴¹ partikelbundet

¹⁴² Nilsson et al, 1991

¹⁴³ RVF, 1996

¹⁴⁴ Scholz et al, 2001

¹⁴⁵ Bulc et al, 1997

¹⁴⁶ I samtliga reduktioner i denna studie exkluderas resultaten från 1992. Detta görs av anledningen att utflödet efter 1992 höjdes från filtrets botten till ett läge 30 cm högre upp för att tillföra mer syre i systemet. Resultaten från 1992 bedöms därför inte vara jämförbara med de därefter.

¹⁴⁷ Carlsson och Hell, 1994

¹⁴⁸ Tao et al, 2006

¹⁴⁹ Pendleton et al, 2005

¹⁵⁰ Mæhlum, 1995

Bilaga B. Sammanfattning av reningsförmågan av ovan beskrivna behandlingsmetoder

I tabell B1 och B2 nedan hittas en sammanfattning av effektiviteten av behandlingsmetoderna som finns beskrivna i denna rapport.

Tabell B1. Reduktionen för ovan beskrivna reningsmetoder [%]

Reningsmetod	COD	NH ₃ -N	metall	
Luftade dammar	20-97	20-59	10-99	
Recirkulation	70-97	0-80	NA	
Koagulation/flockulering	17-83	NA	74-97 ¹⁵¹	
Kemisk fällning	20-53	85-98	46-97	
Kemisk oxidation	86	NA	37-99	
Ammoniumstripping	4-47	86-95	NA	
Membranprocesser	omvänd osmos (RO)	87-99	72-99,9	
	nanofiltrering (NF)	56-96	72-99,6 ¹⁵²	
	ultrafiltrering (UF)	49	NA	
Membranbioreaktor (MBR)	84,6-97	85-99	60,7	
Filtrering	sandfiltrering	20-30	NA	
	torvfiltrering	60-70	NA	
	kalkfiltrering	NA	NA	>90 ¹⁵³
	naturlig infiltration	NA	20-30	NA
	geofilter	60-70	NA	90
Adsorption	18-91	16-40	7-97	
Jonbyte	NA	NA	7,9-82,9	
Indunstning	97	93	>99,9	
Ammoniakavdrivning med membranfiltrering	NA	≈ 80	NA	
Biologisk rening med adsorption	77-97 ¹⁵⁴	25-65	NA	
Mark/växt-system	24-94	60-98	72-99 ¹⁵⁵	

NA: not available

¹⁵¹ med undantag av försök utförda av Silvia et al (2004) där det låga pH sägs ligga till grund för att inga metaller avskiljs i processen och bor som endast avskiljdes med 12 % i försöken (Urase et al, 1997)

¹⁵² förutom As och B som endast reducerades med 3-56 resp. 11-19% (Urase et al, 1997).

¹⁵³ Fe(II)

¹⁵⁴ avskiljningen löst organiskt kol visades vara 58% (Imai et al, 1995)

¹⁵⁵ avskiljningen partikelbundet kvicksilver mättes till 50% (Carlsson och Hell, 1994)

Tabell B2. Effektivitet för ovan beskrivna reningsmetoder

Reningsmetod		COD	NH ₃ -N	metall
Luftade dammar		måttlig	måttlig	låg - hög
Recirkulation		hög	låg - hög	NA
Koagulation/flockulering		måttlig	NA	hög ¹
Kemisk fällning		måttlig	hög	måttlig
Kemisk oxidation		hög	NA	måttlig
Ammoniumstripping		låg	hög	NA
Membranprocesser	omvänd osmos (RO)	hög	hög	hög
	nanofiltrering (NF)	måttlig	måttlig	hög ²
	ultrafiltrering (UF)	måttlig	NA	NA
Membranbioreaktor (MBR)		hög	hög	måttlig
Filtrering	sandfiltrering	låg	NA	hög
	torvfiltrering	måttlig	NA	måttlig
	kalkfiltrering	NA	NA	hög ³
	naturlig infiltration	NA	låg	NA
	geofilter	måttlig	NA	hög
Adsorption		måttlig	låg	låg - hög
Jonbyte		NA	NA	låg - hög
Indunstning		hög	hög	hög
Ammoniakavdrivning med membranfiltrering		NA	hög	NA
Biologisk rening med adsorption		hög ⁴	måttlig	NA
Mark/växt-system		måttlig	måttlig	hög ⁵

NA: not available

¹ med undantag av försök utförda av Silvia et al (2004) där det låga pH sägs ligga till grund för att inga metaller avskiljs i processen

² förutom As och B som endast reducerades med 3-56 resp. 11-19% (Urase et al, 1997).

³ Fe(II)

⁴ avskiljningen löst organiskt kol visades vara måttligt (Imai et al, 1995)

⁵ avskiljningen partikelbundet kvicksilver visades vara måttligt (Carlsson och Hell, 1994)