

Avskiljning av arsenik från grundvatten

Test av olika filtertekniker avsedda
för enskilda brunnar

Socialstyrelsen klassificerar sin utgivning i olika dokumenttyper. Detta är ett *Underlag från experter*. Det innebär att det bygger på vetenskap och/eller beprövad erfarenhet. Författarna svarar själva för innehåll och slutsatser. Socialstyrelsen drar inga egna slutsatser i dokumentet. Experternas sammanställning kan dock bli underlag för myndighetens ställningstaganden.

Artikelnr 2007-123-41

Publicerad www.socialstyrelsen.se, oktober 2007

Förord

Miljöbalken¹ ska tillämpas så att människors hälsa och miljön skyddas mot skador och olägenheter. Socialstyrelsen är central, tillsynsvägladande myndighet för frågor som rör hälsoskydd i bostäder, lokaler m.m. inom miljöbalkens tillämpningsområde. Socialstyrelsen ansvarar för normgivning och tillsynsvägledning för frågor om dricksvatten från enskilda vattentäkter och mindre vattenanläggningar. Större anläggningar eller anläggningar som används för offentligt eller kommersiellt bruk omfattas av Livsmedelsverkets föreskrifter.

Under senare tid har arsenik kommit att uppmärksammas som ett problem i dricksvatten. Samtidigt har då även efterfrågan om kunskap och kompetens kring vattenrening vad gäller arsenik ökat. Socialstyrelsen tog 2005 fram ett kunskapsunderlag vad gäller rening av arsenik². För att öka kunskapen ytterligare inom området har Socialstyrelsen under våren 2007 låtit genomföra ett filtertest med avseende på arsenik som redovisas i denna rapport. Syftet med testet var att utvärdera olika filtertekniker för rening av grundvatten från arsenik. De testade filtren är främst avsedda för enskilda brunnar och/eller enskilda anläggningar för mindre än 10 m³ per dygn eller som försörjer färre än 50 personer.

Vår förhoppning är att rapporten ska vara ett stöd för miljöinspektörer i de kommuner som är drabbade av höga arsenikhalter samt att det ska kunna vara en vägledning för privatpersoner med egen vattenbrunn.

Projektledare har Marianne Löwenhielm, Socialstyrelsen, varit. Testmetoden har framtagits av Magnus Land på WSP Environmental. Testet har genomförts och rapporten författats av Magnus Land samt Beatrice Tjernberg, studerande på Sveriges lantbruksuniversitet. Rapporten har faktagranskats av Gunnar Jacks, Mark- & vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan samt Essie Andersson, LABAQ. Vi vill tacka de filterleverantörer som deltagit i testet samt övriga personer som bidragit till projektet. Ett särskilt tack vill vi rikta till Nyköping Vatten som bidragit med lokaler och vatten till testet.

Margareta Palmquist
Enhetschef
Enheten för hälsoskydd

¹ Miljöbalk (1998:808).

² Dricksvattenrening med avseende på arsenik. Socialstyrelsen; 2006.

Innehåll

<i>Förord</i>	3
<i>Sammanfattning</i>	6
<i>Begreppsordlista</i>	8
<i>Bakgrund</i>	10
Syfte	10
Socialstyrelsens allmänna råd om dricksvatten	11
Arsenikens förekomstformer i grundvatten	11
Några svenska erfarenheter	12
<i>Filtertechniker</i>	15
Jonbytesteknik	15
Princip	15
Tidigare studier av jonbytesfilter	16
Omvänd osmos	16
Princip	16
Tidigare studier av omvänd osmos	17
Adsorption	18
Princip	18
Tidigare studier av adsorptionsfilter	18
<i>Metod</i>	20
Urval och beskrivning av filter	20
Adsorptionsfilter	21
Jonbytesfilter	22
Omvänd osmos (RO)	23
Vattnets kemiska sammansättning	24
Försökupställning och drift av testanläggning	26
Reglering av ingående arsenikhalt	27
Reglering av vattenflöde	28
Provtagning	29
Vattenanalyser	30
<i>Resultat och diskussion</i>	31
Allmän vattenkemi	31
Uppmätta arsenikhalter	32
Utvärdering av arsenikavskiljande förmåga	33
A1	35
A2	35
A3	35
JA1	35
JA2	35

RO1	35
RO2	36
Bakterietillväxt	36
Skötsel och användarvänlighet	36
<i>Slutsatser</i>	38
<i>Referenser</i>	39
<i>Bilaga 1</i>	41
Avfallshantering	41
Vilka avfall bildas?	41
Vad gäller för avfallet i Sverige?	41
Tester av avfall i USA	42
Referenser	44

Sammanfattning

I denna studie har olika filtertechniker för att avskilja arsenik från grundvattnet utvärderats. De testade filtren är främst avsedda för enskilda brunnar. De filtertechniker som undersökts är adsorption, jonbyte och omvänd osmos. Undersökningen är utförd som ett praktiskt test av sju olika filter med olika konstruktion och reningsteknik. Filtren installerades i ett vattenverk och kördes i två omgångar om cirka 30 dagar vardera. I första omgången var arsenikhalten i ingående vatten 25-40 µg/l och i den andra omgången ökades koncentrationen till 125-150 µg/l. Arseniken tillsattes som en NaAsO₂-lösning, vilket innebär att arseniken är trevärd. En ny tillsatslösning preparerades varje vecka. Analyser som utfördes tre veckor efter sista provtagningstillfället visade dock att arseniken i tillsatslösningen hade oxiderat till femvärd arsenik. Med tanke på den långa tiden mellan provtagning och analys är det svårt att veta om oxidationen ägde rum före eller efter provtagningen. Det troligaste är att filtren har testats med en betydande andel trevärd arsenik. Mängdförhållandet mellan trevärd och femvärd arsenik kan dock ha varierat mellan provtagningstillfällena beroende på oxidationshastighet och tid mellan tillredning av tillsatslösning och provtagning. Den trevärd arseniken anses vara betydligt mer giftig än den femvärd arseniken. Den trevärd arseniken anses dessutom svårare att avskilja från vatten än den femvärd.

Resultaten visar att samtliga adsorptionsfilter och jonbytesfilter som testades hade en reningsgrad som var större än 98 procent under försökets inledningskedje. Ett av jonbytesfiltren blev efter en kort tid mättat och reningsgraden sjönk då successivt. När arsenikhalten i utgående vatten var högre än riktvärdet 10 µg/l avbröts försöket med det filtret. Det andra jonbytesfiltret och adsorptionsfiltret bibehöll reningsgraden > 98 procent under hela försöket. Arsenikhalten i utgående vatten från dessa filter var under hela försöket med endast ett undantag mindre än 0,4 µg/l.

Två filter med omvänd osmos (RO) testades, ett större och ett mindre. Det mindre RO-filtret är svårt att utvärdera eftersom det med den använda försöksupställningen var svårt att kontrollera arsenikhalten i det ingående vattnet. Det större RO-filtret hade en något lägre reningsgrad än de andra filtren. I första provomgången var reningsgraden 93-98 procent och högsta utgående halt var 1,4 µg/l. I andra provomgången med högre halter i det ingående vattnet var reningsgraden 70-98 procent. Högsta utgående arsenikhalt var då 40 µg/l, det vill säga högre än riktvärdet 10 µg/l.

Resultaten i denna undersökning stämmer väl överens med tidigare undersökningar. Orsaken till att RO-filtret presterade sämre än de andra filtren är troligen att en betydande del av arseniken förelåg som trevärd arsenik, vilken bildar en arsenikförening som under normala pH-förhållanden är oladdad. Denna förening har egenskaper som gör att den kan följa med vattnet och passera genom membranet i RO-filtret.

Det är viktigt att komma ihåg att resultaten i undersökningen har erhållits under specifika förhållanden. I andra situationer med ett annat råvatten och en annan fördelning mellan olika arsenikjoner kan de testade filtren prestera annorlunda. Vidare ger detta test ingen information om hur de olika filtren presterar under en längre tids användning.

Alla testade filtertekniker är relativt lättanvända och lättskötta. Omvänd osmos med högtryckspump är dock en något mer komplicerad och skrymmande konstruktion än de andra filtren med jämförbar kapacitet.

På grund av att testet utförts under en begränsad tid och de flesta filtren är långt ifrån förbrukade vid testets slut har det inte varit aktuellt att provta eller undersöka restprodukterna. Eftersom avfallsfrågan är en viktig aspekt behöver denna utredas mer.

Begreppsordlista

Adsorptionsfilter

Adsorptionsfilter bygger på att föroreningar binds till en adsorberande filtermassa (adsorbent).

Backspolning

Ett obehandlat råvatten innehåller ofta partiklar som kan fastna i ett filter och därmed orsaka ett försämrat flöde. För att avlägsna dessa partiklar spolas vatten i omvänd riktning genom filtret, s.k. backspolning.

Bäddvolym

För att kunna jämföra kapacitet mellan olika filter och filterstorlekar på ett enhetligt sätt brukar antalet renade bäddvolym vatten anges för filtren. En bäddvolym motsvarar den volym vatten som filtret rymmer.

Driftsflöde

Det momentana flödet genom ett filter, det vill säga flödet vid en viss tidpunkt.

Environmental Protection Agency (EPA)

Den amerikanska motsvarigheten till Naturvårdsverket.

Jonbytesfilter

Principen bygger på att utbytbara joner byts ut mot de joner som önskas bli borttagna från vattnet. De utbytbara jonerna sitter på en s.k. jonbytesmassa.

Konduktivitet

Elektrisk ledningsförmåga. Är ett mått på den totala halten lösta salter i vattnet.

Omvänd osmos (RO)

Omvänd osmos bygger på förmågan hos vätskor och lösta ämnen att tränga igenom ett membran. Osmos uppstår då en vätska med olika halter av ett däri löst ämne befinner sig på olika sidor om ett semipermeabelt membran. Under förutsättning att vätskan, men inte det lösta ämnet, kan tränga igenom membranet kommer vätskan att förflytta sig från sidan med låg halt till sidan med hög halt. Detta kommer att fortgå till det att båda sidor har lika hög halt. Vid omvänd osmos (RO) ökar man med olika tekniska metoder trycket på sidan med hög koncentration. Då tvingas vattnet igenom membranet medan föroreningen stannar kvar, under förutsättning att membranet är permeabelt för vatten, men inte för föroreningen.

Point of Entry-system (POE)

Ett filtersystem som renar allt vatten hos en förbrukare, dvs. vatten för mat, dryck, personlig hygien, disk, tvätt m.m.

Point of Use-system (POU)

Ett filtersystem som endast renar vattnet vid en speciell tappkran, dvs. vatten främst för mat och dryck.

Redoxpotential

Redoxpotentialen i ett system kan betraktas som ett mått på systemets förmåga att oxidera eller reducera olika ämnen. Ett ämne oxideras lättare ju högre redoxpotentialen är.

Rejektvatten

En biprodukt vid omvänd osmos och är det vatten som innehåller salt och föroreningar.

Råvatten

Obehandlat grund- eller ytvatten avsett att användas som dricksvatten.

Turbiditet

Mått på grumlighet.

Bakgrund

Höga arsenikhalter i dricksvatten utgör en hälsorisk eftersom ämnet kan orsaka tumörer i hud, lunga och urinblåsa, och möjligen även i lever och njure. Kartering av arsenikförekomst i grundvatten i Sverige visar att det inom vissa regioner finns naturligt förhöjda halter. I vissa fall ligger halterna i nivå med eller högre än riktvärdet för arsenik. Det kan därför finnas behov för vissa hushåll med enskild vattentäkt eller brunn att rena grundvattnet innan konsumtion. Socialstyrelsen har givit WSP Environmental uppdraget att genomföra en jämförande studie av olika reningstekniker samt ta fram metoden för denna studie.

Det finns idag flera tekniker för rening av arsenikhaltigt vatten. Några av dessa är nämnda i listan nedan. De tre första teknikerna i listan finns tillgängliga på den svenska marknaden för brukare av enskilda brunnar. Därför är det dessa tekniker som valts ut till testet som beskrivs i denna rapport. En utförlig beskrivning av respektive teknik presenteras i denna rapport. Övriga tekniker finns mer utförligt beskrivna i till exempel Socialstyrelsens rapport 2006-123-10 [1]. I den rapporten kan man även läsa mer om arsenik generellt och bland annat dess hälsoeffekter och förekomst.

Exempel på filtertekniker för att avlägsna arsenik från grundvatten:

- Jonbytesteknik
- Membranteknik; omvänd osmos
- Adsorption till järnoxid/-hydroxid och titandioxid
- Utfällning med aluminium- eller järnsalter och efterföljande filtrering
- Järn- och manganavskiljning genom oxidation och efterföljande filtrering alternativt oxideras råvattnet och utfällning, adsorption samt filtrering får sedan ske nere i marken
- Aktiverat aluminium
- Avhärdning
- Markoxidation
- Svavelmodifierat järn
- Fotooxidation följt av utfällning
- Membranteknik; omvänd elektrodialys, nanofiltrering, ultrafiltrering, mikrofiltrering

Syfte

Syftet med det utförda testet är att utvärdera olika reningstekniker med avseende på avskiljning av arsenik. Testen är utförda under, för enskilda brukare, normala driftsförhållanden och inom gränserna för filtrens kapacitet. Utvärderingen syftar inte till att jämföra olika fabrikat utan fokuserar på reningsteknik.

Det ingår inte i uppdraget att testa filtrens uppträdande vid eller efter en eventuell mättnad. Testet är med andra ord inte utfört som ett kapacitetstest.

På grund av att testet utförts under en begränsad tid och de flesta filtren är långt ifrån förbrukade vid testets slut har det inte varit aktuellt att provta eller undersöka restprodukternas egenskaper.

Socialstyrelsens allmänna råd om dricksvatten

Socialstyrelsen ansvarar för normgivning och tillsynsvägledning för frågor om dricksvatten från enskilda vattentäkter och mindre vattenanläggningar. Större anläggningar eller anläggningar som används för offentligt eller kommersiellt bruk omfattas av Livsmedelsverkets föreskrifter.

Socialstyrelsen har gett ut allmänna råd om dricksvatten som stöd för tillämpningen av miljöbalken. Socialstyrelsens råd omfattar dricksvatten från vattenverk och enskilda brunnar eller enskilda dricksvattenanläggningar som

- i genomsnitt tillhandahåller mindre än 10 m³ dricksvatten per dygn eller
 - försörjer färre än 50 personer,
- såvida vattnet inte tillhandahålls eller används som en del av en kommersiell eller offentlig verksamhet.

Socialstyrelsens riktvärde för arsenik är 10 µg/l. För övriga riktvärden se Socialstyrelsens allmänna råd (SOSFS 2003:17) om försiktighetsmått för dricksvatten ändrad genom Socialstyrelsens kungörelse (SOSFS 2005:20) om ändring i allmänna råden om försiktighetsmått för dricksvatten.

Arsenikens förekomstformer i grundvatten

Arsenikens egenskaper i vatten beror på i vilken form den uppträder. Exempelvis kan arsenik förekomma i laddade joner eller i oladdade föreningar. De laddade jonerna är lättare att avskilja från grundvatten än de oladdade föreningarna eftersom de till exempel genom elektrostatiska krafter kan bindas till olika typer av partiklar.

Arsenikens förekomstformer är främst beroende av redoxpotential, men också av pH. Redoxpotentialen i ett system kan betraktas som ett mått på systemets förmåga att oxidera eller reducera olika ämnen. Enkelt uttryckt är sannolikheten för att ett ämne ska oxideras större ju högre redoxpotentialen är. Om ett ämne oxideras ökar det så kallade oxidationstalet. I vatten brukar redoxpotentialen vara hög om det finns löst syre i vattnet. Vid syrebrist brukar redoxpotentialen tvärtom vara låg.

I naturligt vatten har arsenik ofta oxidationstalet tre, så kallat trevärt arsenik, eller oxidationstalet fem, så kallat femvärt arsenik. När det är syrebrist dominerar trevärd arsenik och i syrerika, oxiderande miljöer dominerar femvärd arsenik.

Runt neutrala pH-värden är den vanligaste formen av trevärd arsenik H_3AsO_3^0 och den vanligaste formen av femvärd arsenik är HAsO_4^{2-} alternativt H_2AsO_4^- [2]. Arsenitföreningen (H_3AsO_3^0) är oladdad och adsorberas därför inte av laddade ytor genom elektrostatiska krafter. Oladdade föreningar interagerar även med vattenmolekylerna på ett annat sätt än laddade

joner och kan på så sätt transporteras som ”mindre paket”. Detta innebär att trevärd arsenik kan vara betydligt svårare att avskilja från grundvatten än vad femvärd arsenik är. Den trevärda arseniken anses vara betydligt giftigare än den femvärda arseniken.

Den femvärda arseniken bildar negativt laddade arsenatjoner (HAsO_4^{2-} och H_2AsO_4^-). Dessa kan förväntas adsorberas av mineralytor om pH i vattnet understiger mineralytornas pH_{pzc} (point of zero charge), eftersom mineralytorna då täcks av positivt laddade protoner. Värdet på pH_{pzc} för de flesta naturligt förekommande järnoxider är mellan 7 och 9. Vid pH-värden runt 7 och därunder kan därför en betydligt mindre rörlighet av arsenik förväntas i miljön vid oxiderande förhållanden än vid reducerande förhållanden (det vill säga det är då lättare att avskilja arseniken från vattnet). Vid reducerande förhållanden kan dessutom järn förekomma som tvåvärt järn, vilket gör att järnhydroxider, som är en viktig adsorbent för arsenik, inte faller ut. Vid högre pH-värden däremot är mineralytorna inte längre positivt laddade och då kan det vara svårare att avskilja även femvärd arsenik. Vid högre pH (>9) börjar också den oladdade arsenitföreningen H_3AsO_3^0 övergå till den laddade arsenitjonen H_2AsO_3^- , vilket betyder att arseniken då förekommer i laddade joner oavsett om förhållandena är oxiderande eller reducerande.

Sammanfattningsvis betyder detta att vid pH-värden lägre än 7-9 är det lättare att avskilja arseniken genom adsorption vid oxiderande förhållanden (femvärd arsenik dominerar) än vid reducerande förhållanden (trevärd arsenik dominerar). Vid högre pH-värden är det generellt svårare att avskilja arseniken från vattnet genom adsorption. Det spelar då inte lika stor roll om vattnet är reducerande eller oxiderande eftersom både femvärd arsenik och trevärd arsenik förekommer i laddade joner.

Några svenska erfarenheter

I Piteå kommun förekommer höga arsenikhalter naturligt i grundvattnet. Kommunens miljö- och byggkontor har i en lägesrapport från 2005 redovisat resultat av analyser på vatten före och efter olika arsenikfilter som enskilda hushåll installerat [3]. Provtagningen utfördes direkt efter installation. När rapporten trycktes fanns ingen erfarenhet från längre tids användning men analyser har gjorts under våren 2007 och kommer att ge aktuella värden [4]. Flera olika material och tekniker är representerade i rapporten [3] och de beskrivs kortfattat i tabell 1. Filtret längst ner i tabell 1, som ingår även i detta test, uppvisade i Piteå kommuns undersökning en reningsgrad på 97 procent.

Tabell 1. Uppmätta arsenikhalter före och efter olika filter i Piteå kommun.

Leverantör	Filtermedium	Arsenik-halt före filter (µg/l)	Arsenik-halt efter filter (µg/l)	Renings-grad (%)
H ₂ O International	Aktiverat aluminium	9	1,6	82
H ₂ O International	Aktivt kol och KDF, en legering av koppar och zink	12	11	8
H ₂ O International	En kombination av de två ovan	11	0,7	93
Vattenreningsgruppen H ₂ O AB, Culligan	Omvänd osmos	20	5	75
Vattenreningsgruppen H ₂ O AB, Culligan	KMnO ₄ -preparerad greensand, aktivt kol och granulerad järnoxid	20	0,6	97

I lägesrapporten redovisas även ett filter med omvänd osmos som renings-teknik. Provtagning och analys av vatten före och efter det omvända osmos-filtret visade på en 75-procentig reducering av arsenikhalten, från 20 µg/l till 5 µg/l.

Större modeller av adsorptionsfilter innehållande järnhydroxidgranulat har installerats i flera olika anläggningar. En av dessa är Östavalls vatten-verk i Ånge kommun som producerar 80-90 m³ varje dygn från en borrhåll-brunn. Där har denna filtertyp, av modell Eurowater NSB170 (1700 liter), sedan två år tillbaka även ersatt det vanliga sandfiltret vilket avser att av-lägsna järn och mangan. Filtermassan, vars volym är 710 liter, har bytts ut en gång under denna tid. Filtret kräver relativt lite skötsel och underhåll. Spolning sker automatiskt en gång per månad och provtagning av in- och utgående arsenikhalt enligt ett fastställt provtagningsprogram. Vattnets halt av arsenik efter filtret var efter filterinstallation inledningsvis 6-7 µg/l, men efter en kort stund sjönk halten till 1-4 µg/l, se tabell 2. Filtret renar inte kontinuerligt utan endast när reservoaren fylls upp. Omvänd osmos var inte ett alternativ i vattenverket då detta skulle ha krävt ytterligare behandlings-steg såsom avhärdning och pH-justering samt tillsats av mineralämnen i dricksvattnet efter rening, vilket skulle fördyra processen [5].

Boliden Mineral AB med intilliggande by har också använt adsorptions-filter från Eurowater. De har använt filtret under två år och de tar ut cirka 15 m³ vatten per dygn. Filtret har fungerat bra och efter två års drift var det ännu inte mättat. Före arsenikfiltret, vilket körs kontinuerligt, finns ett sand-filter för partikelavskiljning [6].

Tabell 2. Arsenikhalter före och efter Eurowaters adsorptionsfilter i Östavalls vattenverk samt Renströmgruvan.

Lokal	Råvatten µg/l	Efter filter µg/l	Reningsgrad
Östavalls vattenverk, Ånge			
jun-05	41	7,4	82
aug-05	49	5,2	89
sep-05	37	1,8	95
okt-05	40	0,5	99
nov-05	45	1,1	98
dec-05	40	1,5	96
jan-06	50	0,6	99
feb-06	42	2,0	95
mar-06	37	2,5	93
apr-06	62	3,4	94
jun-06	71	5,1	93
jul-06	45	9,2	80
Renströmgruvan, Boliden Mineral AB	14	Ca 2	Ca 85

Filtertechniker

I föreliggande test ingår jonbytesteknik, omvänd osmos och adsorption. Nedan sammanfattas teknikerna och några tidigare tester av dessa mer utförligt. I bilaga 1 diskuteras teknikerna dessutom ur ett avfallsperspektiv.

Filtersystem brukar benämnas "Point Of Entry"-system (POE) eller "Point Of Use"-system (POU). Systemen benämns POE om allt vatten, dvs. vatten för mat, dryck, personlig hygien, disk, tvätt mm, hos en förbrukare ska renas. Om endast vatten vid en speciell tappkran, dvs. vatten främst för mat och dryck, ska renas benämns systemet POU. För att kunna jämföra kapacitet mellan olika filter och filterstorlekar på ett enhetligt sätt brukar antalet renade bäddvolym vatten anges för filtren. En bäddvolym motsvarar den volym vatten som filtret rymmer.

Vid val av filtertechnik är det viktigt att tänka på att de material som används är lämpliga för livsmedelsbruk. Det har inte gjorts någon kontroll av detta för de filter som ingår i denna studie.

Jonbytesteknik

Princip

Principen för jonbytesteknik bygger på att utbytbara joner byts ut mot de joner som önskas bli borttagna från vattnet. De utbytbara jonerna sitter på en så kallad jonbytesmassa. På jonbytesmassan finns en begränsad mängd utbytbara joner, eller platser som föroreningarna kan bindas till. Detta innebär att jonbytesmassan efter en tid blir mättad på föroreningarna som tas bort från vattnet. När det inträffar måste jonbytesmassan regenereras vilket sker i tre steg: backspolning, regenerering med saltlösning samt sköljning. Beroende på råvattnets kvalitet och typ av anjonbytarenhet uppgår volymen av de vätskor som används i regenereringsprocessen till 1,5-10 procent av den behandlade volymen vatten. Regenereringen innebär att en saltlösning (ofta natriumklorid, NaCl) tillförs filtret varpå arsenik som bundit till jonbytesmassan byts ut mot joner i saltlösningen. Det arsenikhaltiga vattnet tappas ur filtret och därefter följer en långsam sköljning samt en sista snabb sköljning. En viktig faktor att ta hänsyn till vid val av filtertechnik är att andra anjoner i vattnet såsom sulfat kan konkurrera med till exempel arsenik om jonbytesplatserna.

Jonbytesteknik är lämplig för hushållsbehov både i form av Point Of Use- och i form av Point Of Entry-system. Generellt används starkt basiska anjonbytare (SBA) med utbytbara kloridjoner för rening av arsenikhaltigt råvatten. Jonbytare med SBA används även för borttagande av nitrat. Massan fungerar likvärdigt i pH-intervallet 6,5-9. Utbytesreaktioner är effektivare för joner med större laddning, såsom sulfat, än för joner med låg laddning. Detta, samt att sulfat naturligt förekommer i mycket högre koncentration än arsenik, gör sulfaten till en stark konkurrent till arsenik om jonbytesplatser-

na. Höga salthalter kan också reducera arsenikavskiljningen. Generellt kan sägas att om råvattnet har hög salthalt (500mg/l) eller sulfathalt (150 mg/l), är jonbytaren inte en ekonomiskt hållbar lösning. Dessutom kan partiklar förorena jonbytaren [7].

Pilottester har visat att den salthaltiga regenereringslösningen kan återanvändas upp till 20 gånger, förutsatt att salt tillsätts lösningen mellan regenereringarna. På detta sätt kommer den slutliga arsenikhalten i saltlösningen bli relativt hög. Hanteringen av denna lösning som avfall kan öka komplexiteten med metoden och göra den mindre attraktiv för små system som eventuellt ska underhållas av personer i hushållet.

Det är främst laddade joner som binds till jonbytesmassor och därför kan jonbyte vara mindre effektivt för trevärd arsenik, eftersom trevärd arsenik kan bilda en oladdad förening.

Tidigare studier av jonbytesfilter

Den amerikanska motsvarigheten till Naturvårdsverket, Environmental Protection Agency (EPA), lät 2005 genomföra en studie av anjonbytare för avskiljning av arsenik för dricksvatten. De testade en starkt basisk anjonbytar massa (SBA), tillverkad av Purolite, det vill säga samma företag som tillverkar ArsenX^{np}-massan som finns med i testet som beskrivs i denna rapport.

Den totala arsenikhalten i råvattnet var i medeltal 42,1 µg/l och arsenik förekom främst i femvärd form. Råvattnets pH var mellan 7,3-7,9. Totala arsenik- och nitratkvävehalter efter filtren var lägre än 10 µg/l, utom direkt efter regenerering eller då mekaniska fel uppstod. 422 bäddvolymerna renades innan nitratkvävehalten översteg 10 mg/l, medan arsenikhalten överskred 10µg/l först senare [7].

Efter regenerering var arsenikhalten över 10 µg/l de första 67-80 bäddvolymerna. Förlängning av sista sköljperioden avhjälpade inte problemet. Detta antogs tyda på ineffektiv regenerering av jonbytar massan med nedåtriktad strömning genom filtret och därför planerades nya försök med uppåtriktat motströms flöde [7].

Omvänd osmos

Princip

Omvänd osmos bygger på förmågan hos vätskor och lösta ämnen att tränga igenom ett membran. Osmos uppstår då en vätska med olika halter av ett däri löst ämne befinner sig på olika sidor om ett semipermeabelt membran. Under förutsättning att vätskan men inte det lösta ämnet kan tränga igenom membranet kommer vätskan att förflytta sig från sidan med låg halt till sidan med hög halt. Detta kommer att fortgå till det att båda sidor har lika hög halt. Vid omvänd osmos (RO) ökar man med olika tekniska metoder trycket på sidan med hög koncentration. Då tvingas vattnet igenom membranet medan föroreningen stannar kvar, under förutsättning att membranet är permeabelt för vatten men inte för föroreningen.

Membrantekniken är inte selektiv för arsenik eller andra föroreningar utan avskiljer de flesta lösta ämnen och minskar därmed salthalten och kondukti-

viteten (elektrisk ledningsförmåga) i vattnet. Det renade vattnet blir praktiskt taget demineraliserat och därför kan det vara korrosivt och få en fadd smak.

Vid omvänd osmos produceras ett koncentrerat rejektivatten som innehåller salt och föroreningar. Eftersom endast den delen av vattnet som passerar membranet blir dricksvatten, är omvänd osmos en vattenkrävande filterutrustning. Beroende på råvattenkvalitet kan mängden rejektivatten bli flera gånger större än mängden dricksvatten. Vidare krävs höga arbetstryck eftersom trycket måste vara större än det osmotiska trycket som skapas av koncentrationsgradienten över membranet. Membranens kapacitet är beroende av tryck, temperatur och salthalt. Ju lägre temperatur och ju högre salthalt desto mindre renat vatten produceras

En fördel med omvänd osmos är att inga kemikalier behövs vid reningen. Vid flertalet tillämpningar har det dock visat sig fördelaktigt att tillsätta komplexbildande kemikalier för att slippa avhärda råvattnet före membranfiltreringen. Livsmedelsverket har kompletterat sina föreskrifter (SLV FS 2001:30) om dricksvatten med en förteckning över godkända processkemikalier för dricksvattenproduktion. Filtret blir inte mättat eftersom föroreningarna inte fastnar på och stannar kvar i filtret på samma sätt som vid adsorption och jonbyte.

Metoden kan användas för Point Of Use-system eller Point Of Entry-system. Omvänd osmos kan vara särskilt lämpligt när råvattnet innehåller flera parametrar som är oönskade och behöver avskiljas [8].

Tidigare studier av omvänd osmos

Tidigare studier med omvänd osmos har visat att femvärd arsenik avskiljs betydligt effektivare än trevärd arsenik, eftersom den oladdade arsenitföreningen är mindre än arsenatjonen och kan passera membranet [9,10]. Oxidation av trevärd arsenik till femvärd arsenik kompliceras av att oxidationsmedel kan skada membranet [10].

EPA i USA genomförde 2005 en studie av omvänd osmos-filter som arsenikavskiljande teknik för dricksvatten. Nio Point Of Use-filter sattes upp i olika hushåll för att rena vattnet från arsenik, uran och nitrat. I alla hushåll avhärddades råvattnet först med katjonbytare för att möta kraven på vattenkvalitetsparametrarna för de omvända osmos-enheterna. Av den totala mängden ingående vatten blev 37 procent dricksvatten. Resterande 63 procent blev rejektivatten. Femvärd arsenik var den vanligaste arsenikformen i råvattnet och varierade mellan 49,5 och 56,4 µg/l. Trevärd arsenik varierade mellan 1,7 och 2,9 µg/l. Avhärddningen reducerade hårdheten i råvattnet till i medeltal 0,5 mg/l (som kalciumkarbonat, CaCO₃), vilket motsvarar en hårdhet på cirka 0,03 °dH. Baserat på arsenikhalter i in- och utgående vatten genom RO-enheterna var den avskiljande effektiviteten mer än 99 procent för arsenik [11].

Regenereringsvätska från avhärddningen och rejektivatten från RO-enheten leddes till tvåkammerbrunnar i varje hushåll. Arsenikinnehållet i rejektivatten var 56-92 µg/l.

Systemet var anpassat för enskilda användare och skötseln bestod i att kontrollera nivå och fylla på saltlösning till katjonbytaren samt byta ut för-

och efterfilter efter att en viss volym (1900 liter) renat vatten producerats. Ett problem med filtren som uppstod i alla hushåll och åtgärdades av leverantören var att vattnet flödade stötvis från kranen. Vidare byttes tre lager-tankar ut på grund av för lågt flöde vid respektive tappkran. I övrigt var det enstaka fall av felaktig elektronisk mätutrustning samt en flödeskontroll som åtgärdades. Alla åtgärds-kostnader täcktes av garantin [11].

Ett annat omvänd osmos-filter testades av EPA år 2000 i en studie som varade i 34 dagar [12]. Den dominerande arsenikformen var femvärd arsenik. Totalhalten av löst arsenik reducerades från 42 till $< 0,8 \mu\text{g/l}$ och dess avskiljningsgrad var i genomsnitt 98 procent. Koncentrationen av femvärd arsenik var i medeltal $35 \mu\text{g/l}$ och minskades till $0,5 \mu\text{g/l}$. Trevärd arsenik minskades från 7 till $0,5 \mu\text{g/l}$ [12].

Adsorption

Princip

Adsorptionsfilter bygger på att föroreningar binds till en adsorberande filtermassa (adsorbent). Adsorptionen kan ske genom flera olika processer, till exempel ytkomplexbildning eller genom elektrostatiska krafter. Det finns ett begränsat antal platser på filtermassan som föroreningarna kan adsorberas vid. I likhet med jonbytesmassorna kan alltså adsorptionsfilter bli mättade. När detta sker brukar filtermassan dock inte regenereras utan byts istället ut.

I naturliga grundvatten ingår vissa ämnen som förutom arsenik också interagerar med filtermassan och därigenom mer eller mindre reducerar adsorptionen av arsenik. De viktigaste konkurrerande ämnena är fosfat och löst organiskt material [8], men även vanadin har visat sig konkurrera [13]. Vid höga kiselkoncentrationer kan även kiselsyra konkurrera om adsorptionsplatserna och påverka adsorptionen av arsenik [8, 14].

Kontakttid är vid adsorptionsprocesser precis som vid jonbytesprocesser en viktig aspekt och genom att öka kontakttiden mellan adsorbent och förorenad vätska kan bättre reningsgrad uppnås.

Olika former av järnoxider och järnhydroxider är relativt beprövade material i filter som ska avskilja arsenik från vatten. Ett nytt material är titandioxid, TiO_2 . Titandioxiden delas upp i tre olika former beroende på kristallstruktur: anastas, rutil och brookit. Adsorption av femvärd arsenik till anastas rapporteras vara större än trevärd arsenik vid pH 4 medan adsorption av den senare var större vid pH 9 [15] där trevärd arsenik har sitt adsorptionsmaximum. Dessa resultat visade likheter med järn(hydr)oxidernas adsorptionsmönster [16].

Tidigare studier av adsorptionsfilter

I New Jersey, USA, testades titandioxid i ett Point Of Entry-system. Två filter installerades varav ett drevs kontinuerligt medan det andra filtret alternerande var igång 30 minuter och avstängt 30 minuter under 8 timmar per dag. Det kontinuerligt drivna filtret testades i fyra månader varvid det matades med brunsvatten där halten av femvärd arsenik var $35\text{--}44 \mu\text{g/l}$. Det filtrerade vattnets pH var 7,7-8,3. Filtret renade 25 000 bäddvolymen vatten innan detektionsgränsen ($1 \mu\text{g/l}$) överskreds, varefter arsenikhalten ökade

gradvis. Efter ytterligare 20 000 bäddvolymter överskreds 10 µg/l. Behandlad volym vatten var då 45 000 liter per liter adsorbent eller 60 000 liter vatten per kg adsorbent [15].

Arsenikhalten i råvattnet som matades till det alternerande filtret i testet var 11-19 µg/l, varav den övervägande delen var femvärd arsenik. Testet pågick i nio månader. Under testet filtrerades 32 000 bäddvolymter och arsenikhalten var alltid under detektionsgränsen 1µg/l. Då filtret innehöll tre liter adsorbent och det klarade att behandla 32 000 bäddvolymter skulle detta hushåll kunna använda ett sådant filter i mer än sju år [15].

I en annan studie jämfördes fyra olika filtermassor eller filtermedier som de också kallas. De fyra massorna var en granulär järnoxid (GFO), en granulär järnhydroxid (Kemira CFH0818), en titandioxid (ADSORBSIA GTO) samt en jonbytarmassa (npRio). Den sistnämnda massan är en utvecklad version av ArsenX^{np} som ingår i ett av filtren i Socialstyrelsens test. Studien pågick i tre månader och ingående vatten hade en halt av femvärd arsenik på 15,7-29,7 µg/l efter tillsats av oxidationsmedel i form av natriumhypoklorit. Vattnets pH varierade mellan 6,9 och 7,6. Efter 14 900 bäddvolymter upptäcktes arsenik i utgående vatten från ADSORBSIA GTO-filtret. Gränsvärdet (10 µg/l) överskreds efter 44 100 bäddvolymter. Arsenik upptäcktes i utgående vatten från filtret med npRio efter 14 900 bäddvolymter och vid 31 600 bäddvolymter var det mättat. Resultaten för npRio kan ha berott på konkurrerande joner såsom vanadin och en kortare kontakttid. Av de fyra massorna klarade den granulära järnoxiden (GFO) att behandla flest bäddvolymter innan gränsvärdet överskreds. Järnoxiden klarade cirka 2 gånger mer än ADSORBSIA GTO, 2,7 gånger mer än granulär oxyhydroxid (Kemira CFH0818), och 4 gånger mer än npRio. Kisel verkade inte påverka adsorptionen av arsenik. Däremot verkade det som att vanadin konkurrerade med arsenik i alla filter. Endast npRio regenereras och det kan därför vara en mer kostnadseffektiv lösning än de andra vid flera regenereringar [13]. I en annan amerikansk studie med ett ArsenX^{np}-filter överskreds gränsvärdet i utgående vatten först efter 40 000 bäddvolymter [17].

Metod

Urval och beskrivning av filter

De sju testade filtren representerar tre reningstekniker:

- Adsorptionsfilter (A1 – A3)
- Jonbytesfilter (JA1 – JA2)
- Omvänd osmos (RO1 – RO2)

Dessa är enklare att använda än till exempel kemisk fällning med efterföljande filtrering vilket är vanligt i större kommunala anläggningar. För att täcka olika behov av vattenrening skulle filtren i testet också vara av olika storlek och kapacitet. Leverantörerna av filtren gavs möjlighet att kontrollera installationer och driftsförhållanden.

Filtersystem brukar benämnas ”Point Of Entry”-system (POE) eller ”Point Of Use”-system (POU). Systemen benämns POE om allt vatten, dvs. vatten för mat, dryck, personlig hygien, disk, tvätt mm, hos en förbrukare ska renas. Om endast vatten vid en speciell tappkran ska renas, dvs. vatten främst för mat och dryck, benämns systemet POU. Nedan beskrivs de sju filter som valdes ut till testet. I tabell 3 finns tekniska data och andra specifikationer sammanställda. Filtrens begränsningar med hänsyn till det ingående vattnets kemiska sammansättning sammanfattas i tabell 4.

Tabell 3. Sammanställning av tekniska specifikationer för de testade filtren.

	A1	A2	A3	JA1	JA2	RO1	RO2
Typ	Adsorption	Adsorption	Adsorption	Jonbyte/ Adsorption	Jonbyte	Omvänd osmos	Omvänd osmos
Filtermedium	TiO ₂ (Adsorb-sia GTO)	FeOOH (Bayoxide)	FeOOH Aktivt C	Ar-senX ^{np}		membra-n	membra-n
Leverantör	Callidus	Eurowater	Vattenreningsgruppen H ₂ O	Aqua-invent	Aqua-pal	ENWA	Vattenreningsbyrån
Modell	AAF	NS 20	AS 301 E	As-12	AFA	MT 5T BRH	Micro-line
Driftsflöde max	1,0 m ³ /h 16 l/min	1,2 m ³ /h 20 l/min	2,3 l/min vid 4,1 bar	1,0 m ³ /h 17 l/min	0,18 m ³ /h 3 l/min	3,5 l/min	20 l/dag
Produktion av dricksvatten enl leverantör	Uppgift saknas	Uppgift saknas	1,9-3,8 m ³ (beroende på As-halt)	1000-3000 m ³ (beroende på råvatten)	1 år om 40 l/dag och 50 µg As (V)/l	Beror av råvatten och underhåll	Beror av råvatten och underhåll
Permanet trycksatt	JA	JA	JA	JA	NEJ	JA	JA
Bredd mm	304	300	394	304	120	1200	Ca 400
Djup mm	304	300	133	304	120	580	Ca 130
Höjd mm	Ca 1500	1700 nödv.	356	1430	290	580	Ca 350
Arbetstryck bar	2-6	6	2,1-8,6	2-8		10-25 (> 0,5)	

Tabell 4. Av leverantören rekommenderade maximala halter (mg/l) av olika ämnen i råvattnet.

	A1	A2	A3	JA1	JA2	RO1	RO2
Järn			0,3	0,5	0,5 inkl Mn	Se text	0,1
Mangan			0,05	0,025	0,5 inkl Fe		<0,05
Kalcium							<10 dH
Svavelväte			0,1				
Sulfat					200		200
Klorid					200		800
Fosfat					5		

Adsorptionsfilter A1

Principen för detta Point Of Entry-filter är adsorption av arsenik till ett vitt, granulerat titanoxidbaserat medium (ADSORBSIA GTO). Adsorbenten regenereras inte utan byts ut mot ny. Uttjänt filtermassa har visat sig klara amerikanska Toxic Characteristic Leaching Procedure (TCLP) och Kaliforniens Wet Extraction Test (WET), vilket betyder att den klarar USA:s krite-

rier för deponering av icke miljöfarligt avfall (se bilaga 1). Övrig skötsel av filtret består av backspolning. Hur ofta detta ska utföras beror på vattnets grumlighet.

A2

Detta Point Of Entry-filter har en aktiv massa bestående av järnhydroxidgranulat (BAYOXIDE) till vilket arsenik adsorberas, samt grov och fin kiselsten i botten på filtret. Filtret kräver viss egen skötsel i form av backspolningar om 10 minuter per gång. Instruktioner finns för byte av filtermassa medan det för avfallshantering håller på att utarbetas. Avfallet består av mättad filtermassa och backspolningsvatten varav det senare enligt leverantören inte visat på någon förhöjd arsenikhalt.

A3

Detta Point Of Use-filter är betydligt mindre än A1 och A2 och kan placeras till exempel under diskbänken. En speciell tappkran medföljer. På grund av filtrets ringa storlek har det en mer begränsad produktionskapacitet och vattnet används därför främst till mat och dryck. Vid en arsenikhalt under 50 µg/l kan, enligt leverantören, ungefär 3800 liter vatten erhållas medan en arsenikhalt på 100 µg/l medger ett uttag på cirka 1900 liter. När dessa volymer passerat måste filtermassan bytas ut. Systemet har en volymavstängningsventil som automatiskt stänger av vattnet när en viss volym passerat eller då ett år gått sedan driftstart. Reningen sker i tre steg med hjälp av tre olika filterpatroner. Det första steget är en förbehandling som reducerar järn-, mangan- och sulfidhalter. Denna patron innehåller kaliumpermanganat, KMnO_4 . Nästa patron innehåller granulerad och preparerad järnmassa som adsorberar arsenik. Det tredje slutbehandlingssteget innebär reduktion av smak, lukt och färg med hjälp av aktivt kol. Driftstemperaturen bör vara 4-38°C.

Jonbytesfilter

JA1

Detta är ett Point Of Entry-filter som innehåller anjonbytare impregnerad med järnhydroxid. Jonbytarmassan tillverkas av företaget Purolite i USA och marknadsförs under namnet Arsen^{xp}. Filtret kombinerar alltså en jonbytarbädd med adsorption till järnhydroxid. Bäddens makroporstruktur byggs upp av polystyren som sammanlänkats med divinylbensen (DVB) och bildar ett nätverk av sfäriska kulor. Denna struktur ”impregneras” sedan med hydrerad järnoxid i form av nanopartiklar.

Sammansättningen av olika ämnen i råvattnet avgör hur ofta filtermassan behöver regenereras. Normal drifttid är enligt leverantören 2-3 år. När filtermassans kapacitet är uttömd regenereras denna hos leverantören. Ett nytt filter skickas till konsumenten varefter det mättade returneras till leverantören där jonbytarmassan tvättas, neutraliseras och återgår i drift. Backspolning under drift på grund av tryckfall utförs normalt inte, förutsatt att järn, mangan och turbiditetvärdena (mått på grumlighet) inte är för höga. I det senare fallet bör vattnet filtreras innan det leds vidare till jonbytaren. Dock

behövs backspolning vid driftstart av ny jonbytarmassa så att den expanderar på rätt sätt och får rätt hydrauliska egenskaper.

JA2

Den aktiva filtermassan i detta Point Of Use -filter består av tre olika material varav ett är en arsenikspecifik jonbytarmassa. De andra materialen är pH-reglerande respektive oxiderande. Utöver arsenik reduceras även fluorid enligt uppgift från leverantören. Filtret placeras vid köksvask och ansluts till vattenkranen. Detta filter behöver alltså inte vara kontinuerligt trycksatt och är därför enkelt att installera själv. Enligt leverantören ska filtermassan fungera 12 månader om uttaget är begränsat till 40 l/dag och halten femvärd arsenik är högst 50 µg/l. Därefter behövs regenerering som utförs av leverantören.

Omvänd osmos (RO)

RO1

Detta är ett Point Of Entry-filter med omvänd osmos som reningsteknik. Det är vanligt att råvattnet förbehandlas innan passage genom filtret, eftersom partiklar och föroreningar kan skada membranerna, täppa till rörledningar eller skada högtryckspumpen. Råvattnet bör vara fritt från klor, järn, aluminium, kiselsyra, partiklar och organiska föroreningar etc. För ökad livslängd bör filtret placeras i ett rymligt, torrt och väl ventilerat utrymme.

RO-modulen består av spirallindade semipermeabla membran av polyamid placerade i ett tryckkärl. Efter denna modul leds vattnet ut i två olika ledningar, en för produktvatten och en för rejektvatten. Det senare innehåller föroreningarna/salterna. Systemet inbegriper bland annat en högtryckspump som ökar trycket på det inkommande råvattnet så att det överstiger det osmotiska trycket över membranet. Arbetstrycket måste vara rätt för att pumpen ska fungera kontinuerligt. Blir trycket på inkommande vatten för lågt stänger en tryckvakt av högtryckspumpen. Arbetstryck beror av salthalt och temperatur. När temperaturen sjunker och/eller salthalten ökar minskar produktflödet. Maximala salthalten i råvattnet bör vara 8 g/l, vilket motsvarar en konduktivitet av 12000 µS/cm. Produktflödet kan avläsas på en flödesmätare. Kemisk rengöring av filtret bör ske då produktflödet minskat med 10-15 procent av beräknat flöde eller då saltkoncentrationen i det reade vattnet nått en oacceptabel halt. Det senare beror på att föroreningar fastnat på membranet och ökat saltkoncentrationen där. En konduktivitetmätare kan appliceras på anläggningen och mäter då salthalten i det reade vattnet och om salthalten blir för hög avleds vattnet automatiskt till avloppet. Sterilisering av membranet bör utföras när bakteriehalten blivit för hög vilket utmärks av att produktvattnet smakar dåligt. För rengöringen används särskilda kemikalier vilka säljs av filterleverantören.

RO2

Detta är ett Point Of Use -filter med omvänd osmos som avskiljande princip. Filtret placeras under diskbänken och levereras med tappkran samt monteringsdetaljer. Det producerar cirka 15-20 l/dygn och är därmed endast

till för mat och dryck. Filtret uppges av leverantören rena vatten från klorid, fluorid, nitrit, nitrat, järn, mangan, kalk, tungmetaller, lösningsmedel, arsenik, radon, herbicider, färg, lukt, smak samt organiskt material. Detta sker genom att vattnet passerar tre olika filterpatroner placerade i följd. Det första filtret är ett kolfilter där klor, färg, lukt och fasta partiklar avlägsnas. Detta klarfilters porstorlek är 5 µm. Därefter passerar vattnet den andra filterenheten vilken innehåller ett osmosmembran. Genom att applicera ett tryck på ingående vatten som är större än det osmotiska trycket pressas endast vattenmolekyler genom membranet medan en 3-5 gånger större mängd rejektivatten samtidigt produceras. Vid normalt bruk leds det renade vattnet till en cirka 8 liter stor trycktank varifrån vatten kan tappas vid behov. Vid tappning från trycktanken passerar vattnet ytterligare ett kolfilter för att ta bort eventuell lukt. Membranets kapacitet kan minska med 10 procent eller mer varje år beroende på ämnen såsom kalk och järn, vilka fastnar på membranet. I samband med installation rekommenderar leverantören att filtret desinficeras för att undvika bakterietillväxt i systemet.

Vattnets kemiska sammansättning

Vattnet som användes i testet är ett naturligt grundvatten från ett mindre vattenverk. Vattnet som användes i testet var oklorerat. Däremot hade en liten mängd natriumhydroxid (NaOH) tillsatts för att justera pH, vilket leder till att järn och mangan fälls ut som hydroxider. Arsenikhalten i råvattnet är mindre än 0,1 µg/l. Den arsenik som förekommer i testet är alltså i huvudsak tillsatt (se avsnitt Försöksuppställning). Den första omgången om fyra veckor skulle arsenikhalten uppgå till 50 µg/l för att sedan ökas till 150 µg/l under påföljande fyra veckor långa omgång. Halterna uppnåddes inte helt men var relativt nära och konstanta, se tabell 11.

Arseniken tillsattes i form av en natriummetaarsenitlösning (NaAsO₂), i vilken arseniken är trevärd. En analys av individuella arsenikjoner i ingående vatten i slutet av försöksomgång 2 visade dock att arseniken i tillsatslösningen hade oxiderat till femvärd arsenik (se tabell 5). Oxidation av trevärd arsenik till femvärd arsenik med enbart löst syre som oxidationsmedel är normalt en relativt långsam process [21,22,23]. Därför är det troligt att filtren har testats med en blandning av trevärd och femvärd arsenik. Mängdförhållandet mellan trevärd och femvärd arsenik kan ha varierat mellan provtagningstillfällena beroende på oxidationshastighet och tid mellan tillredning av tillsatslösning och provtagning. Studier har visat att förekomsten av manganpartiklar i vattnet kan påskynda oxidationen av arsenik, och att oxidationshastigheten då är oberoende av syrehalten i vattnet [24,25,26]. En eventuell förekomst av manganoxidpartiklar är en möjlig orsak till att oxidationen av arseniken har gått relativt fort i detta test.

Det är även fullt möjligt att en betydande del av oxidationen ägde rum mellan provtagning och analys. Provet skickades till laboratoriet direkt efter provtagning, men sedan dröjde det tre veckor innan provet analyserades (4 juli). Tiden för oxidation var därmed avsevärt längre mellan provtagning och analys än mellan beredning av lösning och provtagning. Det är därför svårt att dra några säkra slutsatser om förhållandet mellan trevärd och fem-

värd arsenik i testet. I fortsättningen antas att åtminstone en del av arseniken förelåg i trevärd form.

Tabell 5. Resultat från analys av arsenikföreningar. Totalhalten är analyserad med ICP-MS, övriga föreningar är analyserade med HPLC-ICP-MS.

Förekomstform	Enhet	Halt
Arsenik total	µg/l	147
arsenit (As3+)	µgAs/l	<0.5
arsenat (As5+)	µgAs/l	125
monometylarsonat	µgAs/l	<0.5
dimetylarsinat	µgAs/l	<0.5
arsenobetain	µgAs/l	<0.5
arsenokolin	µgAs/l	<0.5
trimetylarsinoxid	µgAs/l	<0.5
tetrametylaroniumjon	µgAs/l	<0.5
arsenosockerföreningar a	µgAs/l	<0.5
arsenosockerföreningar b	µgAs/l	<0.5
arsenosockerföreningar c	µgAs/l	<0.5
arsenosockerföreningar d	µgAs/l	<0.5

Vattnets kemiska sammansättning är sammanställd i tabell 6. De flesta parametrarna är uppmätta vid flera tillfällen för att kontrollera hur sammansättningen varierar med tiden. Sammanfattningsvis kan det konstateras att vattnet är medelhårt (6,2 °dH) och att sammansättningen är jämn. Variationen ligger för de flesta parametrar inom mätosäkerheten. Järnhalten som mättes upp 2007-04-27 är dock oförklarligt hög. Enligt uppgifter från Nyköping Vatten är järnhalten generellt mindre än 0,1 mg/l. Nyköping Vatten analyserar vattnet varje månad och den högsta järnhalten de mätt upp är 0,14 mg/l [27]. Den höga uppmätta järnhalten 2007-04-27 kan ha orsakats av till exempel analysfel eller kontamination. Oavsett vad orsaken till den tillfälligt höga järnhalten var, kan den halten inte betraktas som representativ för det vatten som använts i testet. I fortsättningen görs antagandet att järnhalten varit lägre än 0,15 mg/l.

Om allt svavel föreligger som sulfat, vilket är troligt, är sulfathalten vid de två mättillfällena 54,6 respektive 57,3 mg/l. Dessa halter är relativt höga, men inte ovanligt höga. De är lägre än den maxhalt som anges av vissa leverantörer (200 mg/l, se tabell 4).

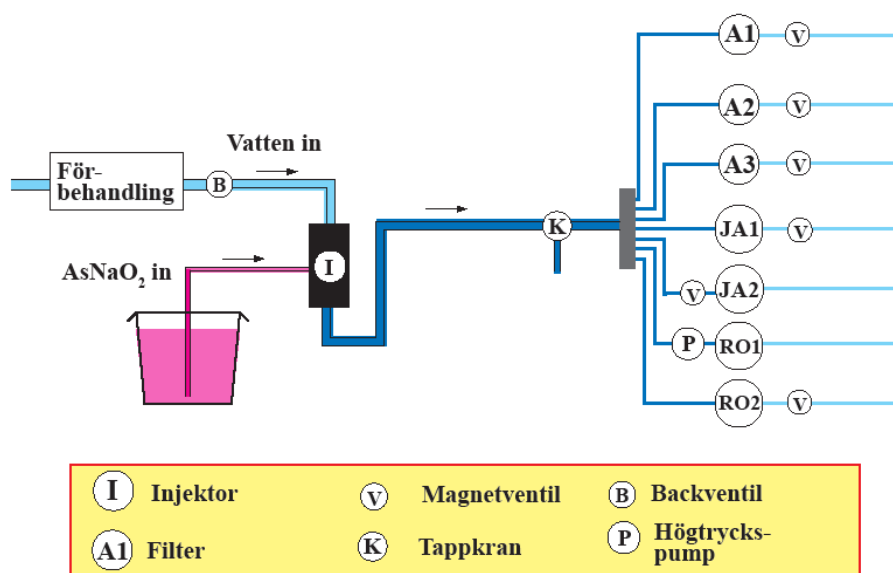
Tabell 6. Uppmätta halter i ingående vatten. Vid provtagning 2007-04-27 tillsattes arsenik. Vid provtagning 2007-05-02 tillsattes ej arsenik.

Parameter	Enhet	2007-04-27	2007-05-02	2007-05-14
Kalcium, Ca	mg/l	33,5	36	
Järn, Fe	mg/l	1,17	0,0774	
Kalium, K	mg/l	4,25	4,51	
Magnesium, Mg	mg/l	10,5	11,2	
Natrium, Na	mg/l	15,9	13,1	
Svavel, S	mg/l	18,2	19,1	
Kisel, Si	mg/l	8,95	9,61	
Aluminium, Al	µg/l	<0,2	<0,2	
Arsenik, As	µg/l	26	0,099	
Barium, Ba	µg/l	16,2	18,7	
Kadmium, Cd	µg/l	0,0036	<0,002	
Cobolt, Co	µg/l	0,0557	0,0126	
Krom, Cr	µg/l	1,38	0,198	
Koppar, Cu	µg/l	4,14	4,79	
Kvicksilver, Hg	µg/l	0,0041	0,0035	
Mangan, Mn	µg/l	5,42	2,82	
Molybden, Mo	µg/l	0,747	0,654	
Nickel, Ni	µg/l	161	3,02	
Fosfor, P	µg/l	<1	<1	
Bly, Pb	µg/l	2,68	1,97	
Strontium, Sr	µg/l	62,7	67,1	
Zink, Zn	µg/l	32,4	24,3	
pH				7,2
Konduktivitet	µS/cm			318
Löst syre	mg/l			12,0
Temperatur	°C			10
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l		110	120
Klorid, Cl	mg/l		11	11
Löst org. kol, DOC	mg/l			<1.0

Försöksuppställning och drift av testanläggning

Testet utfördes i Lästringe vattenverk som ligger cirka 20 km nordost om Nyköping. Vattenverket tillhör och drivs av Nyköping Vatten. De utvalda filtren testades parallellt i två omgångar om 30 dagar med högre arsenikbelastning under andra omgången. I första omgången testades alla sju filter och till den andra omgången valdes 5 filter ut. Vattnet tappades från vattenverkets ledning efter förbehandling genom syresättning, tillsats av NaOH och passage genom ett sandfilter. Trycket i vattenledningen var cirka 4,6 bar. Försöksuppställningen visas schematiskt i figur 1. Testmetoden stämmer i huvudsak överens med den amerikanska standarden NSF/ANSI 62-2004 som används för certifiering av filter bl.a. utifrån förmåga att rena arsenik. Den största skillnaden är att inte två filter av samma modell har testats parallellt. Andra skillnader är till exempel gångtider och halter i in-

gående vatten. Enligt den amerikanska standarden körs försöket i 7 alternativt 12 dagar med en ingående arsenikkoncentration på 300 µg/l. Jämförelsen med den amerikanska standarden gjordes efter testets avslut.



Figur 1. Principskiss för testanläggning. Information om förbehandling ges i texten.

Reglering av ingående arsenikhalt

Mellan vattenuttaget och ett grenrör placerades ett doseringssystem bestående av en injektor tillverkad av Nito A/S i Danmark (Nito MiniMix[®]) samt en tappkran för provtagning. En PVC-slang kopplades till injektorn och den andra änden placerades i en behållare med tillredd arseniklösning. Till följd av det undertryck som skapas av vattnets flöde i huvudledningen sögs arseniklösningen upp och blandades med råvattnet. Ett villkor för att lösningen skulle sugas upp var att flödet var större än 12 l/min. För att reglera hur mycket arseniklösning som tillfördes råvattnet och därmed arsenikens koncentration placerades en dysa med en innerdiameter av 0,254 mm i injektorns inlopp. Denna var enligt specifikation dimensionerad att tillföra 0,4 procent arseniklösning i förhållande till råvattnets flöde. På detta sätt blir arsenikkoncentrationen i huvudledningen konstant. Kontrollmätningar visade dock att den tillförda mängden av arseniklösningen var mindre än specificerat och var istället cirka 0,2 procent. Därför blev arsenikhalten i ingående vatten lägre än förväntat i försökets inledningskede. Detta åtgärdades genom att öka koncentrationen i behållaren med tillsatslösning. Arsenikhalten i tillsatslösningen var cirka 12-25 mg/l i testomgång 1 och cirka 75 mg/l i testomgång 2. Efter varje provtagningstillfälle fylldes behållaren på med ny tillsatslösning (cirka 10 liter.)

Vid uttaget installerades en backventil för att säkerställa att den tillsatta arseniken inte kunde spridas ut i ledningsnätet, se figur 1.

Reglering av vattenflöde

Med hjälp av grenröret kunde flera filter köras samtidigt och parallellt förses med vatten av samma kemiska sammansättning. Från filtren leddes det rena vattnet via slangar till ett avgränsat avlopp varifrån vattnet fördes till ett mindre avloppsreningsverk i Lästringe där eventuell kvarvarande arsenik kunde flockas/fällas ut med FeCl_3 och sedimentera.

Eftersom filtren är dimensionerade att rena olika stora volymer vatten placerades en magnetventil efter respektive filter för att det individuellt skulle kunna gå att reglera varje filter så att en på förhand bestämd volym passerade filtret varje dygn. Magnetventilen som styrde flödet genom JA2 placerades dock före filtret eftersom det filtret inte är konstruerat för att vara konstant trycksatt. Automatisk och manuell reglering möjliggjordes med ett tidur inkopplat till var och en av magnetventilerna. Flödet var cykliskt för att efterlikna ett vanligt hushålls användning av vatten. Påslag av vatten skedde 6 gånger per dygn, se tabell 7. För att uppnå ett vattenflöde på minst 12 l/min var det nödvändigt att kombinera de mindre filtren med större filter, se tabell 8. Vissa filterkombinationer klarade till en början att suga arseniklösning, men visade sig senare inte behålla denna förmåga. Kombinationerna fick då ändras något (23/4-17/5). Inför testomgång 2 togs filter JA2 och RO2 ut ur testet eftersom filtret JA2 då hade uppnått arsenikhalter som översteg riktvärdet (10 $\mu\text{g/l}$) och RO2 skulle komma att bli svår att utvärdera på grund av att arsenikhalten i ingående vatten var okänd. Det senare beror på att produktionskapaciteten för filter RO2 är så låg att detta filter måste rena vatten kontinuerligt som sedan samlas upp i en trycktank. Det innebär att det vatten som gick in i filter RO2 tidvis bestod av arsenikhaltigt vatten (när ventilerna till de andra filtren var öppna) och tidvis bestod av vatten utan tillsatt arsenik (när ventilerna till de andra filtren var stängda).

Tabell 7. Olika kombinationer av filter under testet samt programtider. Programtiderna anger vilka tider på dygnet respektive filterkombination har varit aktivt. XX står för timplagen 06, 09, 12, 15, 18 och 21. På- och avslag har alltså skett sex gånger per dygn för varje filterkombination.

Omgång	Datum	Programtid (klockslag)				
		XX ⁰⁰ -XX ⁰⁵	XX ¹⁰ -XX ¹⁵	XX ²⁰ -XX ²⁶	XX ³⁰ -XX ³⁵	XX ⁴⁰ -XX ⁴⁵
1	23/4-2/5	A1	A2	A3+JA2+RO1	JA1+JA2,	RO2
1	2/5-11/5	A1	A2	A3+RO1	JA1+JA2	RO2
1	11-17/5	A1	A2+JA2	RO1	JA1+A3	RO2
2	18/5-15/6	A1	A2	RO1	JA1+A3	-

Eftersom syftet med testet var att bedöma filtrens reningsgrad inom sina respektive kapacitetsintervall sattes volymen vatten per dygn genom filtret till lägre än respektive maximala kapacitet, se tabell 3. När filterkombinationerna ändrades fick det till följd att även flödena förändrades för respektive filter.

Tabell 8. Flöden i liter per minut genom filtren under testet.

Omgång	Datum	A1	A2	A3	JA1	JA2	RO1*	RO2*
1	23/4-2/5	15,8	16	2,8	15,5	3,3	4,0 (8,8)	0,76 (2,4)
1	2/5-11/5	15,8	16	1,9	15,5	1,8	3,5 (9,7)	0,6
1	11-17/5	20,0	18,0	1,1	19,4	2,0	2,8 (9,7)	-
2	18/5-15/6	20,0	20,2	1,1	19,4	-	2,8 (9,7)	-

* Siffra före parentes är för produktflödet och siffran inom parentes är för rejektivattenflödet.

Provtagning

Vattenprover för analys av arsenikhalter togs ut på samma sätt under de två omgångarna om fyra veckor, se tabell 9. Innan provtagning kördes filtren 5-6 minuter för att byta ut det vatten som stått i filtren sedan sista programintervall mot nytt filtrerat vatten. Vattnet provtogs i 100 ml syradiskade plastflaskor. Det renade vattnet från varje filter samlades upp direkt från slangen efter att provflaskorna sköljts ur två gånger med utgående vatten. Vid varje provtagningstillfälle provtogs även ingående vatten direkt från den provtagningskran som var ansluten direkt nedströms doseringssystemet. Endast ett prov på ingående vatten togs varje gång och det/de filter som då kördes varierades från gång till gång. Filterkombinationerna varierades för att det skulle vara möjligt att bedöma om arsenikhalten i ingående vatten var konstant oavsett filter. Sista provtagningstillfället togs däremot ytterligare ett prov ut av råvattnet för att bestämma vilka arsenikföreningar som filtren försågs med i det ingående vattnet. Detta prov samlades upp och förvarades i en mörk glasflaska innan analys. Övriga vattenprover analyserades endast med avseende på totalhalten arsenik. Innan proverna skickades iväg för analys förvarades de 1-3 dygn i kylskåp.

Tabell 9. Datum för provtagning

Omgång	Vecka 1	Vecka 2	Vecka 3	Vecka 4
1	23, 27 april	2 maj	7, 10 maj	14, 18 maj
2	21, 25 maj	30 maj	5 juni	11, 15 juni

Vid två tillfällen under den sista veckan i första testomgången togs mikrobiologiska prover. Provtagningen skedde efter respektive filter för att på så sätt se om mikrobiologisk tillväxt sker i filtren. Sterila provtagningsflaskor avsedda för mikrobiologisk provtagning användes. Proverna förvarades i kylväska tills de kom till labbet. På filtret RO2 togs dock inga mikrobiologiska prover på grund av ett misstag vid den första provtagningen och att tillräcklig mängd renat vatten inte producerades under det andra provtagningstillfället.

Vattenanalyser

Ackrediterade analyser utfördes av ALS Analytica. Prover för grundämnesanalys sursgjordes vid ankomst till laboratoriet med 1 ml HNO₃ (s.p.) per 100 ml vattenprov. Därefter analyserades proverna enligt EPA-metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-SFMS). Analys av Hg gjordes med AFS enligt SS-EN 13506 (modifierad).

Alkalinitet mättes enligt SS-EN ISO 9963-2 utg 1. Provet titrerades med saltsyra under avdrivande av koldioxid till slutpunkten pH 5,4.

Kloridhalten mättes med jonkromatograf enligt EN ISO 10304.

Koncentrationen av löst organiskt kol (DOC) gjordes enligt metod DIN EN 1484.

Mätning av pH, konduktivitet, temperatur och syrehalt (O₂) utfördes på plats i vattenverket med instrument från Eutech Instruments (Cyberscan).

De mikrobiologiska analyserna utfördes av Alcontrol Laboratories, som undersökte antal mikroorganismer vid 22°C i 3 dygn, enligt metoden SS-EN ISO 6222. Bedömningen av analysvaren utfördes enligt Socialstyrelsen allmänna råd (SOSFS 2003:17) om försiktighetsmått för dricksvatten.

Resultat och diskussion

Allmän vattenkemi

I tabell 10 redovisas den kemiska sammansättningen i utgående vatten från respektive filter tillsammans med ingående vatten. Filtret med omvänd osmos (RO1) har i stor utsträckning reducerat halten av i princip samtliga parametrar.

Adsorptionsfiltren och jonbytesfiltren har lämnat koncentrationerna av kalcium, kalium, magnesium och natrium i stort sett oförändrade. Adsorptionsfiltren har även släppt igenom svavel relativt oförändrat. Det ena jonbytesfiltret (JA1) har däremot reducerat svavelhalten i betydande utsträckning. Det finns tecken på att det andra jonbytesfiltret (JA2) blev mättat under försöket och därför ska resultaten i tabell 10 för detta filter tolkas med viss försiktighet. Det är alltså möjligt att även detta jonbytesfilter i försökets inledningsskede reducerade svavelhalten.

Adsorptionsfiltren har olika effekt på kiselhalten. Filtren A1 och A2 reducerade kiselhalten med 96 respektive 89 procent, medan A3 reducerade kiselhalten med endast 35 procent. Det stora jonbytesfiltret (JA1) reducerade kiselhalten med cirka 88 procent.

Om sulfat eller kisel konkurrerar med arseniken om adsorptionsplatser respektive jonbytesplatser kan reduktionen av sulfat- och kiselhalterna påverka hur stor vattenvolym som kan renas innan filtret blir mättat. Vid höga sulfathalter eller kiselhalter i råvattnet kan det därför vara en fördel att välja en filtermassa som släpper igenom dessa ämnen i så stor utsträckning som möjligt.

Tabell 10. Resultat från provtagning av utgående och ingående vatten 2007-05-02, dvs. i början av försöksomgång 1.

		A1	A2	A3	JA1	JA2	RO1	RO2	IN
Kalcium, Ca	mg/l	30,9	35,3	33,7	34,3	32,6	<0,1	11,9	36
Järn, Fe	mg/l	0,0027	0,005	<0,0004	0,0017	0,0137	<0,0004	0,0627	0,0774
Kalium, K	mg/l	4,15	4,31	4,37	4,34	4,33	<0,4	2,72	4,51
Magnesium, Mg	mg/l	10,6	11,8	10,7	11,1	12,3	<0,09	4,37	11,2
Natrium, Na	mg/l	12,4	12,5	12,3	12,4	12,3	0,272	8,22	13,1
Svavel, S	mg/l	18,4	18,2	18,2	5,55	18,1	<0,2	0,598	19,1
Kisel, Si	mg/l	0,345	1,07	6,17	1,12	7,58	0,117	5,81	9,61
Aluminium, Al	µg/l	0,86	<0,2	2,00	<0,2	9,06	<0,2	17,2	<0,2
Barium, Ba	µg/l	1,52	1,38	2,06	13,6	12	0,0614	7,43	18,7
Kadmium, Cd	µg/l	0,0031	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,187	<0,002
Cobolt, Co	µg/l	0,0101	0,0107	0,227	<0,005	0,0066	<0,005	0,0484	0,0126
Krom, Cr	µg/l	<0,01	0,527	0,313	<0,01	0,0111	<0,01	0,0158	0,198
Koppar, Cu	µg/l	0,427	0,142	0,175	<0,1	0,307	0,309	2,12	4,79
Kvicksilver, Hg	µg/l	0,0075	0,0027	0,009	0,0031	0,0048	<0,002	0,0075	0,0035
Mangan, Mn	µg/l	0,982	0,239	1,97	1,02	2,74	<0,03	11,1	2,82
Molybden, Mo	µg/l	<0,05	<0,05	0,0624	<0,05	<0,05	<0,05	0,0607	0,654
Nickel, Ni	µg/l	0,137	0,125	1,42	<0,05	0,425	<0,05	52,4	3,02
Fosfor, P	µg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	80,9	<1
Bly, Pb	µg/l	0,0247	0,113	0,0995	0,0232	0,0207	<0,01	9,65	1,97
Strontium, Sr	µg/l	98	68,2	55,9	63,4	60	<0,01	30,1	67,1
Zink, Zn	µg/l	0,758	170	0,532	0,435	6,73	0,243	28,2	24,3

I några fall var halten av vissa tungmetaller högre i utgående vatten än i ingående vatten. Det behöver dock inte betyda att filtren i sig har orsakat haltförhöjningarna. Eftersom testets syfte var att studera arsenikavskiljning vidtogs inte några åtgärder för att förhindra kontamination av andra metaller. En del tungmetaller kan till exempel ha frigjorts från ledningar, kopplingar och ventiler etc. och på så sätt tillförts vattnet.

Uppmätta arsenikhalter

Det är viktigt att komma ihåg att resultaten i undersökningen har erhållits under specifika förhållanden. I andra situationer med ett annat råvatten och en annan fördelning mellan olika arsenikjoner kan de testade filtren prestera annorlunda. Vidare ger detta test ingen information om hur de olika filtren presterar under en längre tids användning. Uppmätta arsenikhalter i ingående och utgående vatten från respektive filter finns sammanställda i tabell 11.

Tabell 11. Uppmätta arsenikhalter ($\mu\text{g/l}$) i utgående vatten från respektive filter samt ingående vatten (IN).

Prov	A1	A2	A3	JA1	JA2	RO1	RO2 ³⁾	IN	Batch
Omgång 1									
07-04-23	<0,05	<0,05	<0,4	<0,05	<0,5	1,37	<0,05	27,1	1
07-04-27	<0,05	0,0911	0,143 ¹⁾	0,0937	7,47	0,133 ¹⁾	0,0667	26,0	1
07-05-02	0,0766	0,0609	<0,08 ¹⁾	<0,1	11,3	<0,05 ¹⁾	0,197	26,6 ²⁾	1
07-05-07	0,0543	0,0757	0,0736 ¹⁾	<0,06	17,4	0,178 ¹⁾	0,153	39,4	2
07-05-10	<0,06	0,0534	<0,05	<0,05	16,3	0,656	0,122	40,5	2
07-05-14	<0,05	0,0849	0,0583	0,0615	12,6	2,2	0,568	34,9	2
07-05-18	<0,2	<0,2	0,207	<0,2		0,918		38,7	3
Omgång 2									
07-05-21	<0,2	0,289	<0,2	<0,2		10,5		125	3
07-05-25	0,395	0,284	<0,2	<0,3		4,7		133	4
07-05-30	0,0698	0,112	0,0596	0,0599		2,5		140	5
07-06-05	0,126	0,200	0,068	<0,05		40,1		142	6
07-06-11	<0,05	0,247	<0,05	0,0961		39,6		139	7
07-06-15	0,0533	3,51	0,05	0,05		37,1		129	8

¹⁾ Ingående halt osäker, förmodligen < 0,2 $\mu\text{g/l}$. ²⁾ Ej uppmätt, angivet värde är ett medelvärde av halterna de två första provtagningsomgångarna. ³⁾ Ingående halt osäker, se text.

Prover på ingående vatten togs under drift av olika filterkombinationer vid olika tillfällen. Dessutom tillreddes ny arseniklösning vid olika tillfällen. I tabell 11 framgår vilken lösning (batch) som provtogs vid respektive provtagningsstillfälle. Resultaten visar att den ingående arsenikhalten är relativt oberoende av vilket eller vilka filter som körs, medan variationen är större mellan olika tillredningar.

Utvärdering av arsenikavskiljande förmåga

I figur 2 visas den momentana reningsgraden som representerar massflödet mellan två konsekutiva provtagningsstillfällen. Reningsgraden (R) är beräknad enligt ekvation 1, där m betyder massa och As står för arsenik.

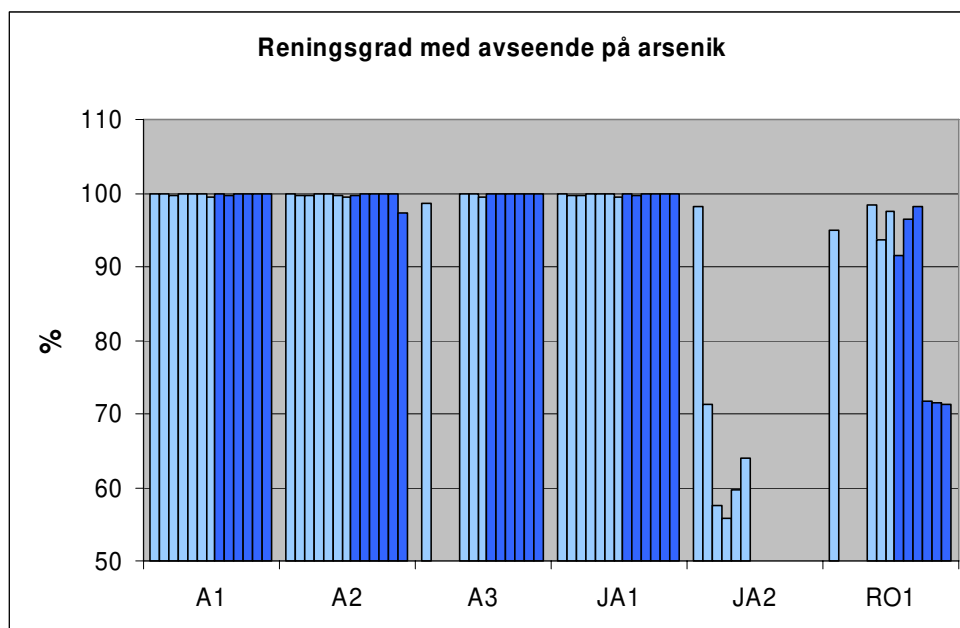
$$R = \frac{m_{in}^{As} - m_{ut}^{As}}{m_{in}^{As}} \cdot 100$$

I många fall är arsenikhalten i utgående vatten lägre än detektionsgränsen. Denna gräns varierar mellan olika filter och olika tidpunkter. Detektionsgränsen är bland annat beroende av salthalten i vattnet och eventuell förekomst av interfererande ämnen.

Vid beräkning av reningsgrad har detektionsgränsen ansatts som arsenikhalt i de fall halterna i utgående vatten understigit detektionsgränsen. Den beräknade reningsgraden är då ett minimivärde. Exempelvis var detektionsgränsen vid första provtagningsstillfället högre för filtren A3 och JA2 än för de andra filtren. Den beräknade reningsgraden för A3 och JA2 kan då fram-

stå som lägre än för de andra filtren, men denna skillnad är alltså inte verklig. Skillnaderna är dock små och i sammanhanget betydelselösa.

Första testomgången förekom problem med upptag av arseniktillsats för filter A3 och RO1 under perioden 07-04-27 till 07-05-07. Under denna period är det därför osäkert hur stor arsenikhalten var i ingående vatten. Förmodligen var den mindre än 0,2 µg/l och därför är denna period utelämnad för A3 och RO1 i figur 2.



Figur 2. Reningsgraden under perioder mellan två efter varandra följande provtagningstillfällen. Ljusa staplar är från testomgång 1, mörka staplar är från testomgång 2. Filter RO2 är utelämnad eftersom halterna i ingående vatten är osäker (se text). För filter A3 och RO1 saknas data för tre perioder under testomgång 1 (se text).

I tabell 12 visas den sammanlagda vattenvolymen som respektive filter har behandlat i testet. I tabellen visas även sammanlagda arsenikmängder som passerat respektive filter samt den reningsgrad som respektive filter kommer upp i totalt vad gäller arsenik under hela försöket. Filter RO2 är utelämnad i tabell 12 på grund av osäkerheter i arsenikhalterna i det ingående vattnet till det filtret.

Tabell 12. Totala vattenmängder och arsenikmängder under hela försöket.

	A1	A2	A3	JA1	JA2	RO1
Vattenvolym (l)	29900	30000	2600	29000	1600	17200
Arsenik in (mg)	2732	2750	132	2648	50	214
Arsenik ut (mg)	3,4	13	0,14	3,1	19	31,4
Arsenik kvarhållen (mg)	2728	2738	132	2645	31	183
Arsenik kvarhållen (%)	99,9	99,5	99,9	99,9	62,4	85,5

A1

Arsenikhalterna i det utgående vattnet från filter A1 var konstant låga. Generellt var halterna mindre än 0,1 µg/l, men vid ett tillfälle var halten upp mot 0,4 µg/l. Det finns inget som tyder på att halterna blev högre i omgång 2 när de ingående halterna ökade. Reningsgraden vid provtagningstillfällena varierade mellan 99,5 och 100,0 procent.

A2

Även för filter A2 var arsenikhalten i det utgående vattnet konstant låg. Halten ökade visserligen något vid sista provtagningstillfället, men det går inte att dra några säkra slutsatser utifrån endast ett avvikande värde. Reningsgraden vid provtagningstillfällena varierade mellan 97,3 och 99,9 procent.

A3

Filter A3 hade genomgående låga halter i utgående vatten. Den högsta uppmätta halten var 0,21 µg/l. Det finns inget som tyder på att halterna blev högre i omgång 2 när de ingående halterna ökade. Reningsgraden vid provtagningstillfällena varierade mellan 98,5 och 100,0 procent.

JA1

Den högst uppmätta halten i utgående vatten från filter JA1 var 0,1 µg/l. Det finns inget som tyder på att halterna blev högre i omgång 2 när de ingående halterna ökade. Reningsgraden vid provtagningstillfällena varierade mellan 99,5 och 100,0 procent.

JA2

Filter JA2 visade tydliga tecken på mättnad efter en relativt kort tid. Därför deltog inte filter JA2 i provomgång 2. Mängdförhållandena mellan de olika filtermassorna i JA2 går att variera beroende på råvattnets kemiska sammansättning och behov av rening. Enligt leverantören av detta filter hade man packat i för mycket av den pH-reglerande massan och för lite av själva jonbytarmassan som binder arseniken. Vid första provtagningstillfället fungerade filtret bra och halten i utgående vatten var mindre än 0,5 µg/l. Därefter steg halterna och reningsgraden sjönk från 98,2 procent till som lägst 55,8 procent. Reningsgraden steg något mot slutet av provserien och det kan bero på att både flödehastigheten (l/s) och flödestiden (min/dygn) var lägre då, se tabell 7 och 8. Efter provomgång 1 avbröts försöket med detta filter eftersom halterna i utgående vatten var över 10 µg/l.

RO1

Filter RO1 hade genomgående en lägre reningsgrad än adsorptionsfiltren och jonbytesfilter JA1. I testomgång 1, när ingående halter var < 50 µg/l, klarade dock utgående vatten riktvärdet på 10 µg/l. I testomgång 2 däremot överstegs detta riktvärde markant vid flera tillfällen. Att RO1-filtret har en sämre reningsgrad förklaras troligen av att arseniken delvis förlåg i trevärd

form. Arseniken bildar då en arsenitförening som under normala pH-förhållanden är oladdad. Detta medför att arseniten får egenskaper som gör att den kan passera igenom membranet i RO-filtret. I testomgång 1 varierade reningsgraden mellan 93,7 och 98,4 procent och i testomgång 2 varierade reningsgraden mellan 71,2 och 98,2 procent

RO2

För filter RO2 fanns problem med upptag av arseniklösningen. Det berodde på att det filtret har så låg produktionskapacitet att det måste köras kontinuerligt. Det betyder att det ingående vattnet till filter RO2 var arsenikhaltigt under de tidsintervall de andra filtren kördes, men i stort sett arsenikfritt då ventilerna till de andra filtren var stängda. Det går att teoretiskt beräkna hur hög den genomsnittliga ingående halten var, men i praktiken blir utvärderingen då mycket osäker. Dessutom blir jämförelsen med de andra filtren inte rättvis eftersom halten i ingående inte är densamma som för de andra filtren. Av denna anledning utvärderas inte RO2 ytterligare.

Bakterietillväxt

I en del filter ämnade för vattenrening kan mikrobiologisk tillväxt ske, vilket därmed försämrar vattenkvaliteten. Följaktligen provtogs det renade vattnet vid två tillfällen den sista veckan i den första fyra veckor långa testomgången, se tabell 13. Vid det första provtagningstillfället visade sig vatten från ett av filtren, JA1, vara tjänligt med anmärkning. Riktvärdet på 1000 cfu/ml överskreds då med 100 cfu/ml. Övriga vatten från filtren var tjänliga. Nästa provtagningstillfälle, var alla vattenprover tjänliga. På filtret RO2 togs dock inga mikrobiologiska prover på grund av ett misstag vid den första provtagningen och att tillräcklig mängd renat vatten inte producerades under det andra provtagningstillfället.

Resultaten ska ses mot bakgrund av att provtagning skedde långt innan filtren blev mättade. Hos en brunnsägare kommer filtren att drivas under en betydligt längre tid och därmed ökar förutsättningarna för att bakterietillväxt ska hinna utvecklas.

Tabell 13. Resultat av mikrobiologisk analys, olika filter, mikroorganismer 22°C 3 dygn.

Datum	Temp. ankomst °C	A1 cfu/ml	A2 cfu/ml	A3 cfu/ml	JA1 cfu/ml	JA2 cfu/ml	RO1 cfu/ml
07-05-14	7	300	410	230	1100	430	<1
07-05-18	8	94	120	320	520	210	<1

Skötsel och användarvänlighet

Samtliga filter som ingått i testet är relativt lätta att installera och handha. De kräver dock viss skötsel och underhåll. Det renade vattnet går att tappa direkt från alla filter utom RO2 (den har för låg kapacitet) på samma sätt

som i testet. Beroende på konsumtionsmönstret kan det dock vara praktiskt att installera en lagringstank efter filtret för att på så sätt kunna öka flödes-hastigheten i tappkranen. Detta gäller främst Point Of Use-filtren.

I testet utfördes inga backspolningar, dels för att testet var kortvarigt och dels för att det ingående vattnet var i stort sett fritt från partiklar. Vid en egen brunn kan vattnet vara mer grumligt och då kan backspolning behövas oftare. Det finns standardprocedurer för detta. Inte heller utfördes några regenereringar eller utbyten av filtermassor. I många fall sköter leverantören detta när det blir aktuellt. För filterägaren handlar det då om att beställa ett nytt filter och skicka iväg det förbrukade. Till flera av filtren finns tillbehör som bland annat håller reda på processad volym vatten och när det är dags att utföra olika åtgärder.

Adsorptionsfilter och jonbytesfilter är relativt enkla konstruktioner med få rörliga delar. Filter med omvänd osmos är något mer komplicerade. Det stora omvända osmosfiltret (RO1) är utrustat med en högtryckspump vilken kräver trefas el (400V). Pumpen låter relativt högt varför det kan vara bra att placera filtret i ett utrymme man i regel inte vistas i. Filter RO1 var det mest skrymmande av de testade filtren (se mått i tabell 3). Övriga Point Of Entry-filter är högre, men kräver betydligt mindre golvyta.

En fördel med omvänd osmos är att filtret inte blir mättat. Därför krävs inte att utbyte eller regenerering av filtermassa utförs. Däremot är membranet känsligt för utfällning av andra ämnen såsom kalk. Om vattnet är hårt krävs en avhärtningsanläggning alternativt att membranet tvättas regelbundet med en kemisk lösning. Det finns standardprocedurer för detta.

Slutsatser

Resultaten i denna studie visar att filter som utnyttjar adsorption eller jonbyte i kombination med adsorption fungerar likvärdigt för att avskilja trevärd arsenik från grundvatten. Det finns ingen påvisad skillnad i prestanda mellan järnhydroxid och titandioxid som adsorbent. Filtren med adsorption eller jonbyte och adsorption kombinerat hade en reningsgrad som var större än 98 procent under hela försöket. Arsenikhalten i utgående vatten från dessa filter var med ett undantag under hela försöket mindre än 0,4 µg/l.

Omvänd osmos (RO) hade en något lägre reningsgrad än de andra filterteknikerna. I första provomgången var reningsgraden 93-98 procent och högsta utgående halt var 1,4 µg/l. I andra provomgången med högre halter i det ingående vattnet var reningsgraden 70-98 procent. Högsta utgående arsenikhalt var då 40 µg/l, det vill säga högre än riktvärdet 10 µg/l.

Resultaten stämmer väl överens med tidigare undersökningar [3, 7-17]. Orsaken till att RO-filtret presterade sämre än de andra filtren är troligen att arseniken delvis förelåg som trevärd arsenik, vilken bildar en arsenitförening som under normala pH-förhållanden (<9) är oladdad. Denna förening kan passera igenom membranet i RO-filtret.

Även om omvänd osmos presterade sämre än de andra teknikerna i denna undersökning ska tekniken som sådan inte helt förkastas när arsenik är ett problem. Andra studier har visat att tekniken kan vara effektiv när arseniken är femvärd och om man vet att så är fallet bör omvänd osmos kunna vara ett alternativ. Det kan också finnas andra faktorer som gör att omvänd osmos kan övervägas, till exempel om det finns andra föroreningar i vattnet som omvänd osmos är bättre på att avlägsna än de andra filterteknikerna.

Alla testade filtertekniker är relativt lättanvända och lättsköta. Omvänd osmos med högtryckspump är dock en något mer komplicerad och skrymmande konstruktion än de andra filtren.

Två provtagningsomgångar för mikrobiologisk analys visade att vattnet från alla filtertekniker var tjänligt. I den första omgången var dock vattnet från filtret med jonbyte/adsorption tjänligt med anmärkning. Sammanfattningsvis indikerar provsvaren ingen större tillväxt av mikroorganismer i filtren under testomgången.

Det har inte varit aktuellt att provta eller undersöka restprodukterna som bildas i detta test. Eftersom avfallsfrågan är en viktig aspekt behöver denna fråga utredas mer.

Det utförda testet pågick under en begränsad tid, långt under de flesta filtrens livslängd och kapacitet, och studien ger därför ingen information om filterteknikernas funktion över en längre tid. Vidare har resultaten i undersökningen erhållits under specifika förhållanden. Under andra förhållanden med ett annat råvatten och en annan fördelning mellan olika arsenikjoner kan de testade filtren prestera annorlunda. Eftersom resultaten i denna studie stämmer väl överens med tidigare studier torde slutsatserna dock vara någorlunda generella.

Referenser

1. Andersson E, Hagerman P. Dricksvattenrening med avseende på arsenik. Socialstyrelsen; 2006. Artikel nr. 2006-123-10
2. Smedley PL, Kinniburgh DG. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Appl. Geochem.* 2002;17:517-68
3. Lindelöf L. Lundberg A-K. Arsenik i dricksvatten i Piteå kommun. Piteå. Miljö- och byggkontoret, Piteå kommun. Lägesrapport augusti 2005. <http://www.pitea.se/dokument/allmanna/51104102708.pdf>
4. Personlig kontakt med Lennart Lindelöf, Piteå Kommun, Piteå, 2007-06-01
5. Personlig kontakt med Kent Andersson, Ånge kommun, Ånge, 2007-05-31
6. Personlig kontakt med Christer Bergmark, Boliden mineral AB, Boliden, 2007-06-04
7. Chen SCA., Coonfare CT, Tong N, Wang L. Arsenic Removal from Drinking Water by Ion Exchange, Demonstration Project at Fruitland, ID. Six-Month Evaluation Report. Cincinnati: US Environmental Protection Agency; 2007. EPA/600/R-07/017.
8. Driehaus W. Technologies for arsenic removal from potable water. I: Bhattacharya P, Bundschuh J, Chandrasekharam D, red. Natural arsenic in groundwater. Occurrence, Remediation and Management. London : Taylor & Frances Group plc; 2005. s. 193-203
9. Shih MC. An overview of arsenic removal by pressure-driven membrane processes. *Desal.* 2005; 172: 85-97
10. Ning Y. R. Arsenic removal by reverse osmosis. *Desalination* 2002; 143: 237-41.
11. Lewis GM, Wang L, Chen SCA. Arsenic Removal from Drinking Water by Point Of Use Reverse Osmosis, EPA Demonstration Project at Sunset Ranch Development in Homedale, ID. Six-Month Evaluation Report. Cincinnati: US Environmental Protection Agency; 2006. EPA/600/R-06/094.
12. ETV Joint Verification Statement. HYDRAUNAUTICS ASPA2-4040 REVERSE OSMOSIS MEMBRANE ELEMENT MODULE. USEPA; 2001. 01/20/EPADW395
13. Arora FH, Pathana S, Karori S. Arsenic Pilot Plant Operation and results, Weatherford, Oklahoma. Springfield: US Department of Commerce, National Technical Information Service; 2007-04-26. SAND2007-2540
14. Smith SD, Edwards M. The influence of silica and calcium on arsenate sorption to oxide surfaces. *J. OF WATER SUPPLY RESEARCH AND TECHNOLOGY-AQUA.* 2005 ;54 (4): 201-11

15. Bang S, Patel M, Lippincott L, Meng X. 2005. Removal of arsenic from groundwater by granular titanium dioxide adsorbent. *Chemosphere* 2005; (60) : 389-97.
16. Jing C, Korfiatis GP, Meng X, Pena M. Adsorption Mechanism of Arsenic on Nanocrystalline Titanium Dioxide. *Env. Sci. Technol.* 2006; (40): 1257-62
17. Aragon M, Everett R, Holub W, Kottenstette R, Wright J. 2007. Pilot Test of Adsorptive Media treatment Technologies at Rio Rancho, New Mexico. Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM. SAND2007-xxxx
18. Regulations on the Disposal of Arsenic Residuals from Drinking Water Treatment Plants. Cincinnati, OH: US Environmental Protection Agency; 2000. EPA/600/R-00/025
19. Jing C, Liu S, Meng X, Patel M. Arsenic Leachability in Water Treatment Adsorbents. *Environ. Sci. Technol.* 2005; 39: 5481-7.
20. Birnie D., Ela W., Franks C., Saez E., Quach A., Zelinski J.J.B. SEPARATION & FIXATION OF TOXIC COMPONENTS IN SALT BRINES USING WATER-BASED PROCESS. (webbsida). [Citerad 07-06-14].
http://www.scied.science.doe.gov/scied/JUR_v4/PDFs/quachs.pdf
21. Johnson, D.L., Pilson, M.E.Q., 1975. The oxidation of arsenite in seawater. *Environ. Lett.* 8, 157–171.
22. Andreae, M.O., 1979. Arsenic speciation in seawater and interstitial waters: the influence of biological-chemical interactions on the chemistry of a trace element. *Limnol. Oceanog.* 24, 440–452.
23. Eary, L.E., Schramke, J.A., 1990. Rates of inorganic oxidation reactions involving dissolved oxygen. In: Melchior, D.C., Bassett, R.L. (Eds.), *Chemical Modeling of Aqueous Systems II*. ACS Symposium Series. American Chemical Society, Washington, DC, pp. 379–396.
24. Scott, M.J., Morgan, J.J., 1995. Reactions at oxide surfaces. 1. Oxidation of As(III) by synthetic birnessite. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1898–1905.
25. Oscarson, D.W., Huang, P.M., Defosse, D., Herbillion, A., 1981. Oxidative power of Mn(IV) and Fe(III) oxides with respect to As(III) in terrestrial and aquatic environments. *Nature* 291, 50–51.
26. Oscarson, D.W., Huang, P.M., Liaw, W.K., Hammer, U.T., 1983. Kinetics of oxidation of arsenite by various manganese dioxides. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 644–648.
27. Personlig kontakt med Kurt Boström, Nyköping Vatten, Nyköping, 2007-08-13

Läs mer på Internet:

http://www.socialstyrelsen.se/Om_Sos/organisation/Tillsyn/Enheter/halsoskydd/dricksvatten_fran_enskilda_brunnar.htm

<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/wswrd/dw/arsenic/>

(Arsenikforskning, länkar vidare till filtertest och publikationer etc.)

Bilaga 1

Avfallshantering

Vilka avfall bildas?

Rening av arsenikhaltigt grundvatten medför alltid att en arsenikhaltig restprodukt uppstår. Med olika reningstekniker följer olika typer av restprodukter. Kemisk fällning och filtrering i vattenreningsverk eller avloppsreningsverk skapar till exempel slam innehållande föroreningar medan till exempel adsorberande material blir ett fast avfall.

Filter bestående av anjonbytare medför avfall i både vätskeform och fast form, se tabell 1. Efter att anjonbytaren är mättad behöver den regenereras vilket sker i tre steg: backspolning, regenerering med saltlösning samt sköljning. Beroende på råvattnets kvalitet och typ av anjonbytarenhet utgör dessa vätskor 1,5-10 procent av den behandlade volymen vatten. Den kemiska sammansättningen i saltlösningar för jonbytare varierar beroende på dosen regenerant, koncentration, sköljprocedurer och utbyteskapaciteten hos anjonbytaren. Efter att saltlösningen använts kan den innehålla höga halter arsenik eller inneha korrosiva egenskaper vilket avgör dess hantering. Anjonbytarmassan kan bli uttjänt när den återanvänts många gånger eller blivit förorenad på ett sådant sätt att den inte går att regenerera. Lakttest kan ge en hänvisning om hur en sådan jonbytarmassa ska hanteras [1].

Även adsorptionsfilter kan producera avfall i såväl vätskeform som fast form. De flesta adsorbenter måste kasseras efter mättnad. Det finns dock de som kan reaktiveras. I vissa fall tar försäljaren emot filtermassan för reaktivering, återvinning eller avfallshantering. En del av de utvecklade adsorbenterna har sådan kapacitet att periodisk backspolning är nödvändig för att spola ur de partiklar som filtrerats av under rening. Dessa partiklar och annat fint material som frigjorts från adsorbenten innehåller sannolikt arsenik. Backspolningsvattnet kan därför innehålla en del i huvudsak partikelbunden arsenik varför det inte kan uteslutas att detta vatten måste behandlas. En sådan behandling kan till exempel vara att låta partiklarna sedimentera i en sedimentationsbassäng.

Omvänd osmos och övriga membranprocesser producerar förutom det rena vattnet ett rejektvatten innehållande alla de ämnen som avskiljts inklusive arsenik. Rejektvattnets hantering måste avgöras från fall till fall. Några möjliga metoder anges i tabell 1 [1].

Vad gäller för avfallet i Sverige?

Naturvårdsverket är central myndighet för avfallsfrågor i Sverige. Avfall som produceras av enskilda hushåll i Sverige i samband med rening av arsenikhaltigt grundvatten betraktas idag av Naturvårdsverket som hushållsavfall i första hand och därmed är kommunen skyldig att ta hand om detta av-

fall. Det är idag oklart om arsenikhaltiga filtermassor ska betraktas som farligt avfall eller icke-farligt avfall.

Om ett avfall ska deponeras måste det undersökas och klassificeras enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10). Där anges till exempel att icke-farligt och farligt avfall får läggas på deponi eller deponicell för icke-farligt avfall om utlakningen av arsenik understiger 2 mg/kg torrsubstans. Utlakningen mäts i ett så kallat skaktest enligt standard SS-EN 12457-3 eller ett kolonntest enligt standard SIS-CEN/TS 14405:2004. Författarna känner inte till att några sådana laktester har utförts på arsenikhaltigt filtermaterial från filter avsedda för enskilda brukare.

För ytterligare vägledning om avfallet och vilken lagstiftning som gäller etc. hänvisas till Naturvårdsverket.

Tabell 1. Olika reningstekniker och deras avfallsfraktioner. Tabell modifierad från EPA [1].

Vatten-reningsteknik	Avfalls-fas	Avfallsfraktion	Möjlig avfallshantering
Anjon-bytare	Vätska	Regenereringsströmmar:	Avloppssystem
		Backspolningsvatten	Direkt utsläpp*
Regenereringslösning		Avdunstningsdamm	
Sköljvatten			
	Fast	Jonbytmassa	Deponi
			Farligt avfall, deponi
			Försäljares ansvar
Adsorbent	Vätska	Regenereringsströmmar:	Avloppssystem
		Backspolningsvatten	Direkt utsläpp*
		Regenereringslösning	Avdunstningsdamm
		Sköljvatten	
	Fast	Adsorbent	Deponi
			Farligt avfall, deponi
Omvänd osmos	Vätska	Saltlösning (rejekt- och backspolningsvatten)	Direkt utsläpp*
			Avloppssystem
			Injektion i djup brunn
			Avdunstningsdamm

*Med direkt utsläpp menas att vätskan leds till ytvatten, våtmark, hav etc.

Tester av avfall i USA

Allmänt

I USA reglerar EPA och delstatliga myndigheter hur fast avfall ska hanteras med hjälp av standardiserade test. Ett av dessa test, Toxic Characteristic Leaching Procedure (TCLP), används för att avgöra huruvida ett avfall ska betraktas som farligt. I detta test lakas avfallet med 0,1 M acetat. Avfall anses vara farligt avfall om koncentrationen av arsenik är högre än 5 mg/l i lakvätskan. Begränsningar med testet är dock erkända. I Kalifornien finns ett Wet Extraction Test, WET, där lakning sker med 0,2 M citrat vilket är en

starkare lösning som kan desorbera fler joner. Gränsvärdet för farligt avfall är även där 5 mg/l i lakvätskan [2].

Test av adsorptionsmaterial

Potentialen för utlakning av arsenik från adsorbenter är starkt beroende av redoxpotential och i vilken form arseniken föreligger. I New Jersey genomfördes lakteter på använda adsorbenter från fem pilotskalefilter. Materialen var granulär järnhydroxid (GFH), granulär järnoxid (GFO), titandioxid (TiO_2), aktivt aluminium (AA) och modifierat aktivt aluminium (MAA). Filtermassorna preparerades genom att låta vatten med arsenikhalt 39-53 $\mu\text{g/l}$ strömma genom filtren till dess att utgående arsenikhalt var 10 $\mu\text{g/l}$. Arseniken var femvärd och kontakttiden var 3 minuter. Därefter genomfördes lakförsöken. Lakbarheten med TCLP var mindre än 5 $\mu\text{g/l}$ för alla medier utom titandioxiden som gav en halt i extraktionsvätskan på 180 $\mu\text{g/l}$. Inget av filtermaterialen skulle därmed betraktas som farligt avfall enligt TCLP-testet. Med WET var lakbarheten mer än tio gånger större än med TCLP och i fallet med GFH-adsorbenten var arsenikhalten i lakvätskan 6,65 mg/l att jämföra med gränsvärdet på 5 mg/l. Desorptionen var som minst vid pH 5-7 och ökade markant då pH höjdes till 7-11. Mellan pH 5 och 7 var arsenikkoncentrationen under 10 $\mu\text{g/l}$ i alla suspensioner med adsorbent. Vid pH > 7 var koncentrationen i samma storleksordning för AA, MAA och GFH medan den var tio gånger högre för GFO och TiO_2 (cirka 100 $\mu\text{g/l}$). Detta menar artikelförfattarna skulle kunna bero på att de senare materialen adsorberat en större mängd arsenik under testet.

Artikelförfattarna observerade en korrelation mellan arsenikhalterna och halterna av de ämnen som filtermassorna består av. De föreslog därför att upplösning av själva adsorbenten kan vara en orsak till frigörelse av arsenik. Exempelvis skulle citrat kunna bilda lösliga komplex med adsorbenterna, särskilt med GFH-adsorbenten. Acetat frigjorde en betydligt mindre del arsenik (max 180 $\mu\text{g/l}$) men kan förekomma i stora mängder i lakvatten från deponier eftersom acetat är en stabil nedbrytningsprodukt av organiskt material. Med andra ord medför gemensam deponering av uttjanta adsorbenter och hushållsavfall en viss risk för frigörelse av arsenik. Sammanfattningsvis hade GFO och TiO_2 den bästa adsorptiva förmågan för arsenik och båda adsorbenterna kunde betraktas som icke farligt avfall enligt TCLP- och WET-resultaten [2].

Omvänd osmos och jonbytessmassor

Omvänd osmos och jonbytare genererar salthaltiga vatten (rejektvatten respektive regenereringslösning) med relativt höga arsenikhalter till skillnad från adsorbenter som i huvudsak ger upphov till fasta avfall. Arseniken kan tas bort från rejektvatten och regenereringslösningar genom att järn eller aluminium tillsätts i sådan form att järn- eller aluminiumhydroxider faller ut. Arseniken fångas då in i dessa hydroxider som sedan flockas och avskiljs från vattnet. De bildade hydroxiderna, som ofta är amorfa (dvs. saknar regelbunden kristallstruktur), klarar dock ofta inte amerikanska TCLP-test. De måste då deponeras som farligt avfall, vilket är betydligt mer kostsamt än att deponeras som icke-farligt avfall. För att kunna placeras i en deponi av det

senare slaget måste avfallet stabiliseras. I ett försök att lösa detta har användning av en emulsionsbaserad process studerats där ett epoxi/gummi-material för separering och inkapsling av avfallskomponenterna skapats. Långtidsstudier av lakning baserade på en diffusionsmodell visade inga tecken på läckage av järn eller arsenik från denna matris. Materialet ansågs kunna klassas som icke-farligt avfall enligt regler gällande i USA[3].

Referenser

1. Regulations on the Disposal of Arsenic Residuals from Drinking Water Treatment Plants. Cincinnati, OH: US Environmental Protection Agency; 2000. EPA/600/R-00/025
2. Jing C, Liu S, Meng X, Patel M. Arsenic Leachability in Water Treatment Adsorbents. Environ. Sci. Technol. 2005; 39: 5481-7.
3. Birnie D., Ela W., Franks C., Saez E., Quach A., Zelinski J.J.B. SEPARATION & FIXATION OF TOXIC COMPONENTS IN SALT BRINES USING WATER-BASED PROCESS. (webbsida). [Citerad 07-06-14].
http://www.scied.science.doe.gov/scied/JUR_v4/PDFs/quachs.pdf