

Avsaltningsanläggningar i Stockholms län

**En pilotstudie med speciell inriktning
på möjliga hälsoeffekter av algtoxin**

Gösta Bluhm
Arbets- och miljömedicin, Stockholms läns landsting
Ingegerd Örnstedt
Miljökontoret, Värmdö kommun

Rapport från Arbets- och miljömedicin • 2003:5

Avsaltningsanläggningar i Stockholms län

Gösta Bluhm, Ingegerd Örnstedt



Arbets & Miljömedicin

Arbets- och miljömedicin • Norrbacka • 171 76 Stockholm
tfn 08-517 730 56 • fax 08-33 43 33 • amm@smd.sll.se
Rapporten finns även på vår webbplats, www.sll.se/amm.

ISSN: 1651-0321

Förord

Faktorer i miljön påverkar befolkningens hälsa i Stockholms län. Både miljöförhållanden och kunskapen om miljöns betydelse för folkhälsan förändras ständigt. Under senare år har användningen av avsaltningsanläggningar för att motverka hotande vattenbrist blivit allt vanligare i kustkommunerna i länet. De potentiella hälsoriskerna är ofullständigt kända. Dricksvatten är ett av våra viktigaste livsmedel och även en måttlig påverkan av dricksvattenkvaliteten kan utgöra ett betydande problem ur folkhälsosynpunkt.

Föreliggande rapport har fokus på möjliga hälsorisker med användandet av avsaltat dricksvatten, med speciell inriktning på algtoxin. Arbetet är ett samarbetsprojekt mellan Miljömedicinska enheten vid Arbets- och miljömedicin i Stockholms läns landsting och Miljökontoret i Värmdö kommun. Studien har kunnat genomföras med ekonomiskt stöd från Stockholms läns landsting och Värmdö kommun.

Resultaten kan tjäna som underlag för hälsokonsekvensbedömningar i den framtida samhällsplaneringen med speciell inriktning på utbyggnaden av avsaltningsanläggningar. Såväl Länsstyrelsen, kommuner i länet, Livsmedelsverket och andra aktörer har här viktiga roller. Vi hoppas att rapporten kommer att vara till nytta i det förebyggande arbetet.

Solna i juni 2003

Värmdö i juni 2003

Lena Ekenvall
Avdelningschef
Arbets- och miljömedicin
Stockholms läns landsting

Innehåll

FÖRORD.....	3
SAMMANFATTNING.....	7
BAKGRUND	8
Pilotförsök	9
1. LITTERATURÖVERSIKT	10
1.1 Alghistorik	10
1.2 Algsorter	10
1.2.1 Alger i Östersjön.....	11
1.3 Cyanobakterier och toxinproduktion	11
1.3.1 Levertoxiner (hepatotoxiner)	12
1.3.2 Nervtoxiner (neurotoxiner).....	12
1.3.3 Hudtoxiner (dermatotoxiner)	13
1.3.4 Lipopolysackarid-endotoxiner	13
1.4 Akuta effekter	13
1.4.1 Djur och natur	13
1.4.2 Människa	13
1.5 Riskvägar.....	14
1.5.1 Dricksvatten.....	14
1.5.2 Dialys.....	15
1.5.3 Fisk och skaldjur	15
1.5.4 Hälsokost	15
1.6 Kroniska effekter	16
1.7 Epidemiologiska studier	17
1.8 Riskuppskattning och rekommendationer	17
2. AVSALTNING	19
2.1 Avsaltningsanläggning typ RO (omvänd osmos).....	20
Systemets komponenter	21
2.2 Dricksvatten, föreskrifter och kontroll.....	22
3. Provtagning i befintliga anläggningar	23
3.1 Anläggningarna	24
3.2 Fysikalisk-kemiska undersökningar	26
3.3 Algtoxinundersökning	27
3.4 Okulärundersökning	28

4. UNDERSÖKNING MED RENKULTUR AV FRYSTORKADE NODULARIA.....	29
DISKUSSION	30
REFERENSER	32

Sammanfattning

Arbets- och miljömedicin inom Samhällsmedicin i Stockholms läns landsting och Värmdö kommuns miljökontor har genomfört en pilotstudie för att undersöka eventuella hälsorisker med att använda avsaltat havsvatten som dricksvatten, speciellt med avseende på förekomst av toxin från cyanobakterier.

Projektet omfattar

1. Litteratursökning angående cyanobakterier (blå-gröna alger) i dricksvatten och hälsoeffekter av toxiner från dessa.
2. Provtagning av ett antal avsaltningssystem i drift med analyser av kemiska parametrar, toxinhalt samt i några fall artbestämning.
3. Funktionstest av filter av olika ålder och kondition med en renkultur av cyanobakterien *Nodularia spumigena* (s.k. katthårsalg).

Litteraturgenomgången visar att akuta effekter kan förekomma hos människa efter exponering för större mängder algtoxin. Kroniska effekter har påvisats i djurförsök efter längre tids exponering för lägre halter. Experimentella djurstudier talar för att vissa algtoxiner kan vara cancerogena, och epidemiologiska studier på människa pekar i samma riktning.

Provtagning genomfördes under sommaren 2001 på tolv anläggningar i Stockholms skärgård. Anläggningarna var slumpvis utvalda, av olika storlek, ålder och skick.

Vid provtagningstillfällena förkom inga så kallade algblomningar, varför toxinhalterna i råvattnet var låga. Trots de låga toxinhalterna i råvattnet upptäcktes toxin i renvattnet ofta i jämförbara koncentrationer. Det visade sig också att omkring 50 % av de små cyanobakterierna (så kallade pico-blågröna alger), som förekom i råvattnet, återfanns i renvattnet.

Samtliga renvatten var korrosionsbenägna framför allt på grund av låg alkalinitet och hårdhet, men även anmärkning på pH och höga kloridhalter var vanligt. Vattnet var uttalat mjukt på grund av förlust av kalcium- och magnesiumjoner men hade kvar en hög natriumhalt.

Funktionstestet med renkultur av *Nodularia* utfördes i två anläggningar, en ny och en gammal, och i två olika koncentrationer. Dessutom testades ett kolfilter. Det visade sig att avskiljningen av *Nodularia* och nodularin fungerade mycket bra både i den nya och i den gamla anläggningen. Endast i den gamla anläggningen och med hög koncentration av *Nodularia* återfanns detektionsbar halt av toxinet i renvattnet. Test med kolfilter visade en ca 25-procentig reduktion, men kontakttiden var mycket kort, bara några minuter. För att få bättre effekt krävs mycket längre kontakttid.

Sammanfattningsvis styrker inte detta pilotprojekt att reningsfunktionen är säkerställd vid användandet av avsaltat havsvatten. Dricksvattenkvaliteten är inte optimal och det kan inte uteslutas att avsaltat vatten periodvis kan vara kontaminerat med algtoxin. Förorening även med låga halter algtoxin är viktigt att beakta ur hälsosynvinkel. Fortsatta studier kring reningsprinciper krävs och möjliga hälsorisker skulle behöva belysas och utredas ytterligare.

Bakgrund

Sverige har genom tiderna i stort sett varit väl försett med vatten lämpligt att direkt, eller efter relativt skonsam rening, användas som dricksvatten.

Efterhand som boendet urbaniserats och mer och mer koncentrerats har dock lokala vattenförsörjningsproblem uppkommit. Det gäller framför allt de tätbebyggda kustområdena på västkusten, delar av Skåne samt Stockholms skärgård.

I Stockholms skärgård samt kustområdena i Stockholms län har bebyggelsen från 1980-talet genomgått en otroligt snabb förändring. I "fritidshusområden" som styckades fram till 1960-talet ordnades gemensamma vattenpumpar från vilka de boende hämtade sitt dricksvatten. Få hade egna vattentäkter och indraget vatten. I sådana områden med enkla sommarhus började standardökning och permanentning i början av 80-talet att ta fart.

Värmdö kommun t.ex. har under många år haft landets största procentuella inflyttning. Denna inflyttning har till stor del skett till fritidshus som permanentats. Den ökade belastning som detta medfört på vattentäkterna har bl.a. fått till följd att saltvatten trängt in i många grundvattenmagasin. Av Värmdö kommuns borrhade vattentäkter är ca 25% saltvattenpåverkade (>50 mg/l Cl). Övriga kustkommuner har liknande problem (Lena Tilly 1990).

Det kommunalt distribuerade vattnet i Stockholms län är vanligtvis Mälardammen. För mindre, perifert belägna områden finns kommunala, lokala, lösningar med yt- eller grundvatten.

De områden som befinner sig utanför kommunalt VA-område har till övervägande del löst vattenförsörjningen med grundvatten från djupborrade brunnar.

Att dra fram kommunalt VA i permanentbosatta fritidshusområden ställer sig i vissa fall mycket arbetskrävande och kostsamt och i många fall helt orealistiskt.

I kustnära fastigheter och på öar i skärgården har avsättning av havsvatten blivit vanligare under senare år. Uppskattningsvis finns ca 400-500 avsättningsanläggningar i dag i Stockholms skärgård. Anläggningarna är oftast små, avsedda för en enskild fastighet, men även för restauranger, kursgårdar o dyl. har avsattat vatten blivit ett vanligt alternativ. Länets största avsättningsanläggning är belägen på Utö och försörjer kursgård-konferenscentrum och samhället.

Med tanke på det ökande vattenbehovet i kust- och skärgårdsområdena finns anledning att förvänta sig en ökad användning av avsättning som metod för framställning av renvatten. Eftersom det i Sverige finns mycket liten erfarenhet av sådan verksamhet är det angeläget att granska de anläggningar som finns och hur de fungerar i praktiken. Denna erfarenhet kan sedan utgöra underlag för de eventuella restriktioner, förbättringar och kontrollprogram som kan behövas.

Pilotförsök

Arbets- och miljömedicin och Värmdö miljökontor beslutade i början av 2001 att genomföra ett pilotprojekt för att undersöka hur avsaltningsanläggningar i drift fungerade. Som extraresurs för detta projekt har Erika Åslund, utbildad miljö- och hälsoskyddsinspektör arbetat 5 månader. För genomförandet av den praktiska delen av projektet har civilingenjör Mats Hållberg, med stor erfarenhet av vattenrening, speciellt avsaltning, bistått med råd och teknisk kompetens.

Projektet omfattade

1. Litteraturoversikt angående cyanobakterier (blå-gröna alger) i dricksvatten och hälsoeffekter av toxin från dessa.
2. Provtagning i ett antal avsaltningsanläggningar i drift med kemiska analyser samt cyanobakterie- och toxinbestämning.
3. Funktionstest av filter av olika ålder och kondition med en renkultur av toxin från cyanobakterien *nodularia spumigena* (s k katthårsalg).

1. Litteraturöversikt

1.1 Alghistorik

Algblomning (kraftig förökning av växtplankton) är en mycket viktig och nödvändig process som alltid har förekommit i den akvatiska miljön. När växtplankton växer till omvandlas stora delar av näringen i vattnet till biomassa som blir till basnäring för övriga organismer i näringskedjan. Flera alger kan producera toxiner, bland annat så kallade blågröna alger som egentligen är bakterier, cyanobakterier.

Utbredningen och frekvensen av toxiska algblomningar verkar ha ökat under de sista tre decennierna. Förgiftningsfall hos människa av hittills okända alger har inträffat. Det finns många bidragande orsaker till den rapporterade ökningen av toxiska algblomningar. Det tilltagande intresset och etablering av forskningsprogram kring alger har hjälpt till att identifiera problem som tidigare inte observerats (Van Dolah 2000). I forskningen talas det också om ”den gömda floran”. Med det menas att arter som tidigare förekommit i så små populationer att de inte observerats, plötsligt kan utveckla massiva blomningar. En av flera möjliga orsaker till att sådana blomningar plötsligt kan ske, är att miljön förändrats till fördel för dessa arter (Edler m.fl. 1995). I vissa fall är det väldokumenterat att toxiska algblomningar expanderat till nya geografiska områden (Van Dolah 2000). Många naturliga mekanismer kan medverka till att alger sprids, t ex stormar och strömmar. Spridning av algarter till nya områden kan också ske via ballastvatten eller via levande fisk och skaldjur (Edler m.fl. 1995).

1.2 Algsorter

De vanligaste toxinproducerande algerna finns främst inom grupperna dinoflagellater, häftalger och cyanobakterier. En del kiselalger samt guld- och rödalger, de flesta marina, producerar också toxiner. Längs Västkusten är det huvudsakligen flagellater som är skadliga medan det i Östersjön och i sötvatten är det framför allt cyanobakterier som orsakar problem (Edler m.fl. 1995).

Cyanobakterier kallas också blågröna alger. De har egenskaper gemensamt med både alger och bakterier. Funktionsmässigt liknar cyanobakterier alger men saknar liksom bakterierna cellkärna och tillhör släktet bakterier. Cyanobakterier förekommer i nästan alla miljöer; i sjöar och hav, i varma och kalla miljöer, på trädstammar och i luft. Detta beror på att de under sin långa evolution, mer än 3 miljarder år, hunnit modifiera en rad anpassningsmekanismer och överlevnadsstrategier för olika miljöer. Genom sin förmåga att växa till vid högt pH och låg koldioxidkoncentration konkurrerar de under sådana förhållanden i regel ut både grönalger och kiselalger (Beckman Sundh 1997, Edler m.fl. 1995). En annan viktig anledning till att de kan växa till är att de till skillnad från andra alger är kvävefixerande och kan utnyttja luftkväve som näringskälla. Detta medför att de snabbt kan föröka sig när t ex fosfor från bottenvattnet förs upp mot ytan.

Förhållandet mellan kväve och fosfor anses ha stor betydelse. Vid N/P-kvoter under 30 är massutveckling av cyanobakterier möjlig, och i intervallet 5 till 15 är den

sannolik. I detta senare intervall ligger ofta vattnet från instängda fjärdar i Stockholms skärgård men också i näringsrika sjöar.

Cyanobakterier kan också reglera sin flytförmåga och därmed utnyttja optimala förhållanden av näring/solljus.

1.2.1 Alger i Östersjön

Bland cyanobakterier i Östersjön är särskilt *Nodularia spumigena*, på svenska kallad katthårsalg, uppmärksammas när det gäller toxinproduktion. *Nodularia*, som producerar toxinet nodularin, utvecklas bara i bräckt vatten och är karaktäristisk för Östersjön. När det gäller *Nodularia* är i regel mer än hälften av alla blomningar giftiga (Willén 1993).

Övriga cyanobakterier som kan vara toxinbildande och som är vanliga i brackvatten är t.ex. *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardhii* samt flera *Aphanizomenon*- och *Anabaena*-arter. S.k. pico-blågröna alger (celler med storlek 0,2-2µm) har främst observerats under senare tid (Susanna Haidu, SLU pers med.) och återfanns i vårt pilotförsök i stora mängder vid flera provtagningsplatser.

1.3 Cyanobakterier och toxinproduktion

Den mest effektiva metoden att undvika kontaminering av dricksvattnet med toxiner från cyanobakterier är att förebygga blomning i vattnet. Tyvärr är faktorerna som leder till blomning av cyanobakterier inte helt identifierade. Av ännu större betydelse är att de faktorer som påverkar toxinproduktionen inte heller är klarlagda. Toxinproduktionen från cyanobakterier uppträder mycket varierat, både inom och mellan olika blomningar. Inom en och samma blomning varierar också toxinbildningen med tiden (Duy m. fl. 2000).

Eftersom algerna behöver solljus för att kunna fotosyntetisera återfinns de ofta vid vattenytan, speciellt om vattnet innehåller så mycket organiskt material att ljuset inte tränger ner i djupare vattenlager. En algblomning behöver dock inte alltid vara synlig vid vattenytan utan kan finnas i djupare vattenlager (Beckman Sundh 1997).

Faktorer som kan påverka toxinproduktionen inkluderar ljusets intensitet, vattnets temperatur, närsaltshalt, pH och halt av vissa metaller. Det finns olika åsikter om hur dessa faktorer påverkar toxinproduktionen men det är klarlagt att de alla bidrar till blomningen av cyanobakterier, vilket ökar risken för att toxin bildas.

Det är sällan en art dominerar totalt, oftast blommar flera arter tillsammans vilket försvårar bedömningen av eventuella toxinbildare. Samma art kan dessutom uppträda både i form av toxiska och icke-toxiska stammar (Edler m.fl. 1995, Duy m.fl. 2000).

Toxiner som produceras av cyanobakterier lagras huvudsakligen inuti cellerna. Det finns cyanobakterier som kontinuerligt släpper ut toxin i omgivningen, men framför allt kommer toxin ut i omgivande vatten när cyanobakterien dör och bryts ner.

Cellens åldrande och andra förhållanden som förändrar cellväggens genomsläpplighet, kan också leda till att toxin släpps ut i omgivningen (Livsmedelsverket 1997).

Cyanobakterietoxiner kan indelas i olika grupper utifrån toxinets effekt. De bäst kända toxinerna från cyanobakterier är lever- och nervtoxiner. Cyanobakterier kan också producera lipopolysackaridtoxin (Edler m.fl. 1995).

1.3.1 Levertoxiner (hepatotoxiner)

Vanliga levertoxiner är microcystiner och nodularin som framför allt ger effekt på leverceller pga att de lagras i levern (Livsmedelsverket 1997). Olika slags microcystiner produceras av olika arter av *Microcystis*, *Anabaena* och *Nostoc* medan nodularin produceras av *Nodularia*.

Microcystin-LR var den första microcystin som identifierades och mest forskning har gjorts på denna. Bokstavsbezeichnung används för att ange vilka aminosyror som ingår. Djurförsök har visat att levern ackumulerar ca 50-70 % av den intagna dosen microcystin-LR. Toxinerna kan förstöra mikrofilament i levercellerna. Den kliniska bilden och halten av olika leverenzymmer i blodet ger en uppfattning om hur allvarligt levern är skadad. Tarm och njure kan också ackumulera microcystin-LR i betydande mängd (Duy m.fl. 2000, Beckman Sundh 1997).

Microcystiner är mycket stabila, även vid hög temperatur, och klarar upp till 300 °C en längre tid. De är inte mottagliga för proteolytisk nedbrytning och är relativt stabila i solljus, men kan brytas ner eller isomeriseras i närvaro av pigment. Microcystiner är dialyserbara. De är resistent mot pH-förändringar och kan finnas kvar i vattnet under relativt lång tid (Duy m.fl. 2000).

1.3.2 Nervtoxiner (neurotoxiner)

Anatoxiner, saxitoxin och neosaxitoxin är kända nervtoxiner. Målorganet är det neuromuskulära systemet och toxinerna kan ge upphov till förlamningar både i andningsmuskulaturen och den perifera skelettmuskulaturen (Duy m.fl. 2000).

Anatoxiner produceras av olika arter av *Anabaena*- och *Oscillatoria* medan saxitoxin och neosaxitoxin bildas av vissa *Aphanizomenon*- och *Anabaena*arter.

Anatoxin-a ger, liksom den kroppsegna nervtransmittorn acetylkolin, impulser till muskelceller att dra ihop sig. Acetylkolin bryts ner av acetylkolin-esteras när en nervimpuls givits vilket inte är fallet med Anatoxin-a. Detta leder till en överstimulering av muskeln vilket resulterar i muskelryckningar och kramper och slutligen utmattning och muskelförlamning.

Anatoxin-a (s) ger samma symptom som anatoxin-a men av en annan anledning, nämligen att anatoxin-a (s) motverkar acetylcolin-esteras nedbrytning av acetylkolin.

Saxitoxin och neosaxitoxin blockerar natriumkanaler i nerverna vilket hindrar nervimpulser från att vidarebefordras. Följden blir att inget acetylkolin frigörs och liksom för de övriga neurotoxinerna kan det leda till muskelförlamning (Beckman Sundh 1997).

Nervtoxiner är starka nervgifter med mycket snabba förlopp vid akut förgiftning. De är stabila mot värmebehandling, har kort biologisk halveringstid och anses vara mindre spridda än levertoxiner (WHO 1998, Van Dolah 2000).

1.3.3 Hudtoxiner (dermatotoxiner)

Nodularia och Microcystis m.fl. anses kunna bilda toxiner som ger upphov till hudirritationer (Länsstyrelsen. 1996).

1.3.4 Lipopolysackarid-endotoxiner

Lipopolysackaridkomplex (LPS) från cellväggen hos vissa cyanobakteriearter, bl a Microcystis och Anabena, anses kunna ge upphov till mag-tarmsjukdom och kontaktallergi (Beckman Sundh 1997, Livsmedelverket 1997). Toxinerna är cellbundna och frigörs först då cellen förstörs (Edler m.fl. 1995).

1.4 Akuta effekter

1.4.1 Djur och natur

Den första rapporten som angav att cyanobakterier, s k blågröna alger, möjligen kan orsaka dödsfall hos djur efter intag av vatten publicerades 1878 i Nature. Blomningar i en sjö i Australien beskrevs vara orsaken till att får, hästar, hundar och grisar dog.

Andra djur som rapporterats ha avlidit genom påverkan av cyanobakterietoxiner är framför allt nötkreatur, fåglar och gnagare. Rapporter om att cyanobakterietoxiner orsakat dödsfall hos djur har kommit från bl a USA, Kanada, Australien och Sydafrika. (Duy m.fl. 2000)

En händelse som i Sverige fick stor uppmärksamhet inträffade sommaren 1982 när nio hundar dog efter att ha badat längs den svenska Östersjökusten. Alla insjuknade ett dygn efter att de badat. Hundarna fick likartade besvär med kräkningar och diarré och skador uppstod på lever och njurar. Stora mängder Nodularia kunde påvisas i vattnet som hundarna badade i. Vattenprov testades på möss varvid hög toxicitet kunde konstateras. Symptomen och de sjukliga organiska förändringarna hos de förgiftade hundarna överensstämde väl med vad man tidigare funnit vid nodularinförgiftning. Hundarna dog eller var tvungna att avlivas mellan en dag och två veckor efter insjuknandet. Händelsen publicerades i Läkartidningen 1983 och författarna betonade att behov fanns av ökad uppmärksamhet på akuta och kroniska förgiftningar förorsakade av alger (Lind m fl.1983).

Cyanobakterietoxiner i sig kan också orsaka omfattande död hos fisk och skaldjur som är beroende av den marina biomassan (Van Dolah 2000).

I Östersjön finns områden med syrefria bottnar vilket bl a beror på den stora mängden syre som förbrukas vid nedbrytningen av organiskt material. I de syrefria bottnarna slås djurlivet ut. En del algblomningar utvecklar så stor biomassa att syrebrist uppkommer. Detta kan leda till att vissa djur, exempelvis fisk, högre upp i vattnet också kan dö (Edler m fl. 1995. Naturvetenskapliga forskningsrådets årsbok 1992).

1.4.2 Människa

Från olika delar av världen finns beskrivningar av fall där människor av sannolika skäl förgiftats av toxin från cyanobakterier. Orsakssambanden är dock ännu ej helt säkerställda. (Livsmedelsverket 1997)

Den största risken för människa att exponeras för algtoxiner är genom dricksvatten och mat, vid konsumtion av hälsokosttabletter som innehåller alger samt vid friluftsliv i anslutning till sjöar och floder. När vattendrag innehåller algtoxiner kan exponering via huden ha viss betydelse. (Hitzfeld m.fl. 2000). Vid bad kan påverkan ske även genom inandning av alger som finns i luften närmast vattenytan.

Förekomsten av cyanobakterier i ytvatten som används som dricksvattentäkt eller som man kommer i kontakt med vid friluftsliv får en alltmer ökande uppmärksamhet världen över som ett potentiellt hälsoproblem. (Gilroy m.fl. 2000)

De akuta symptom och effekter som beskrivits efter exponering för cyanobakterietoxiner är:

- **efter bad:** kliande utslag, hösnuva, diarré, kräkning, feber, muskel- och ledvärk, huvudvärk, ögonirritation, lunginflammation.
- **via dricksvatten:** feber, illamående, kräkning, diarré, magsmärtor, leverinflammation.
- **via dialys:** feber, kräkning, muskelsmärtor, blodtrycksfall, leverinflammation, dödsfall.
- **via födan:** kräkningar, muskelsmärtor, njurpåverkan, dödsfall.
(Livsmedelsverket 1997, Beckman Sundh 1997)

1.5 Riskvägar

1.5.1 Dricksvatten

I Sverige har inget säkert samband mellan cyanobakterietoxin i dricksvatten och sjukdom hos människan kunnat fastställas. Det förekommer dock sjukdomsfall pga förorenat dricksvatten där orsakerna inte kunnat klarläggas men där toxiner från cyanobakterier kan misstänkas ha varit orsaken (Livsmedelsverket 1997).

Utomlands har flera incidenter rapporterats varav två av de allvarligaste utbrotten har förekommit i Brasilien. En massiv algblomning, där *Anabena* och *Microcystis* kunde påvisas, i Itaparica Dam i Brasilien orsakade ca tvåtusen fall av mag-tarminfektion, vilket resulterade i 88 dödsfall varav de flesta var barn (Hitzfeld et al. 2000).

Kopparsulfat används för att bekämpa blomning av cyanobakterier i sjöar och vattenmagasin. När kopparsulfatet tillsätts sprängs cellerna sönder och om cyanobakterierna innehåller toxiner frigörs dessa. Mer än 140 personer fick allvarliga leverskador av cyanobakterietoxiner i dricksvattnet efter en sådan behandling i Queensland, Australien.

Även klorering av ett vatten, som fortfarande innehåller en viss mängd toxiska celler, kan orsaka en sprängning av cellväggen varvid toxinet frigörs (Edler m. fl. 1995). Förekomsten av toxin från cyanobakterier i dricksvattenmagasin utgör därför ett allvarligt problem när det gäller möjligheterna att behandla vatten. Akutförgiftning med dödlig utgång orsakat av dricksvatten förorenat med toxin från cyanobakterier är dock en sällsynthet hos människa. Kronisk långtidsexponering, kan vara av större betydelse. Hälsoriskerna som är förknippade med denna exponering är inte helt

klarlagna, men misstanke finns om allvarliga hälsokonsekvenser (Hitzfeld m.fl. 2000).

1.5.2 Dialys

Akut förgiftning orsakat av cyanobakterietoxiner har rapporterats i samband med dialys. I Brasilien dog 55 dialyspatienter 1996 efter att dialysvattnet blivit kontaminerat av toxin från *Microcystis aeruginosa*. (Gilroy m.fl. 2000) Under en fyradagarsperiod drabbades 116 av 130 patienter (89 %) som genomgick hemodialys i ett dialyscenter i Caruaru i Brasilien av synrubbingar, illamående och kräkningar. Akut leversvikt uppträdde hos 101 patienter och inom åtta månader hade 50 av dessa patienter dött. Microcystiner hittades i vattenreservoaren, i vattnet i dialyscentret samt i serum- och leverprover som tagits före och efter det att patienterna dog (Jochimsen m.fl. 1998).

1.5.3 Fisk och skaldjur

Det finns risk att konsumtion av fisk och skaldjur som har ackumulerat algtoxin kan ge akuta och kroniska effekter, speciellt om det sker en kontinuerlig exponering under lång tid.

Det är inte klarlagt hur cyanobakterietoxin påverkar själva fisken. Även om toxinerna inte ger upphov till symptom hos fisken är det möjligt att toxin kan upplagras i så stor mängd att människor som äter fisken kan påverkas. Då levertoxiner specifikt ackumuleras i levern kan fiskleverintag vara särskilt ogynnsamt. Oftast rensas levern bort när fisken bereds men laklever utgör ett undantag. Från Tyskland på 1920- och 30-talen och från Sverige på 1940-talet finns beskrivningar av sjukdomar som kopplats ihop med konsumtion av fisk, speciellt laklever. De beskrivna symptomen var muskelsmärtor, kräkning och njurpåverkan med blodig urin. Dödsfall kunde i vissa fall inträffa p.g.a. njurskada. Sjukdomen benämndes HAFF-sjukan. Sjukdomsfallen misstänks ha orsakats av microcystiner (Beckman Sundh 1997, Tideström m.fl. 1986).

Varje år rapporteras det runt om i världen att människor dött efter att ha ätit fisk eller skaldjur som accumulerat algtoxiner. Konsumtion av skaldjur som innehåller algtoxiner kan ge upphov till olika förgiftningssyndrom exempelvis Paralytic Shellfish Poisoning (PSP), Amnesic Shellfish Poisoning (ASP) och Diarrheic Shellfish Poisoning (DSP). PSP-toxinerna hör till gifttypen saxitoxin och produceras huvudsakligen av vissa dinoflagellater men även av ett fåtal cyanobakterier. Nervgiftet saxitoxin kan orsaka förlamning och andningssvårigheter. ASP-toxinet som produceras av ett fåtal kiselalger ger både gastrointestinala och neurologiska besvär. DSP-toxinet produceras av dinoflagellater. Förgiftning orsakad av DSP-toxiner är lätt att sammanblanda med "vanlig magåkomma" (Van Dolah 2000, Edler m.fl. 1995).

1.5.4 Hälsokost

Algtoxiner i ytvattnet har fått stor uppmärksamhet som en potentiell hälsorisk. Faran med exponering vid intag av kosttillskott som innehåller cyanobakterier, har inte alls berörts i samma omfattning och utgör inget egentligt folkhälsoproblem. För

konsumenter av dessa kosttillägg kan de dock, pga höga koncentration av cyanobakterier, vara en mycket större källa till exponering för cyanobakterietoxin än vad konsumtion av vatten eller fritidsaktiviteter i vattenområden utgör.

Cyanobakterien *Aphanizomenon flos-aquae* har samlats in från Upper Klamath Lake i södra Oregon och marknadsförts som ett kosttillägg. Det är vanligt att detta kosttillägg används i USA, Canada och Europa för förmodade välgörande effekter. Det marknadsförs också för användning till barn med ADHD (Attention Deficit Hyperactivity disorder) (Gilroy m.fl. 2000).

I Upper Klamath Lake samexisterar *Aphanizomenon flos-aquae* med *M. Aeruginosa*, som producerar microcystiner. I september 1996 förekom en omfattande blomning av *M. Aeruginosa* i Upper Klamath Lake. Konsumenter av det kosttillägg som tillverkades av cyanobakterien *Aphanizomenon* blev oroliga för att produkterna kunde vara kontaminerade med microcystintoxin. Vid analys påvisades microcystiner i 85 av de 87 testade produkterna, gjorda av cyanobakterier, med nivåer upp till 16,4 µg/g. Slutresultatet blev att en standard för microcystiner i cyanobakterieprodukter utarbetades. En säkerhetsnivå på 1µg microcystin per gram produkt gjord av cyanobakterier fastställdes av hälsomyndigheterna i Oregon. Denna nivå är direkt jämförbar med det rekommenderade värdet på 1µg/l dricksvatten som WHO fastställde 1998 (Gilroy m.fl. 2000).

1.6 Kroniska effekter

I allmänhet är det de akuta effekterna av cyanobakterietoxin som har studerats medan påverkan vid kronisk exponering är mindre väl undersökt.

Kronisk exponering för låga nivåer av microcystin har i djurförsök visat sig kunna medföra en successiv ackumulering i levern. Dessa resultat har lett till att frågan väckts om vilken påverkan långtidsexponering för mycket låga nivåer av microcystin kan ge, och om det till sist kanske kan resultera i levercancer och andra leversjukdomar (Gilroy m.fl. 2000).

Nodularin och flera av microcystinerna inhiberar proteinfosfatas typ 1 och typ 2A på ett likartat sätt som okadasyra som är en känd tumörpromotor (Carmichael 1992, Nishiwaki-Matsushima m.fl. 1992). Laboratieförsök har visat att det krävs en lägre koncentration av nodularin än av microcystin för att inhibera proteinfosfatas. Nodularin anses därför vara en starkare tumörpromotor än vad microcystin är (Falconer m.fl. 1999).

I ett tvåstegsexperiment på råttor som först exponerats för dietylnitrosamin, en tumörinitiator, visade det sig att nodularin stimulerade utvecklingen av tumörhärdar i rättlever mer effektivt än vad microcystin-LR gjorde. Försöket visade också att nodularin ensamt lika väl som dietylnitrosamine kunde initiera denna tumörutveckling. Sammanfattningsvis stöder resultaten inte bara tidigare forskningsresultat som visar att nodularin är en starkare tumörpromotor än microcystin-LR utan talar också för att nodularin även är en tumörinitiator (Ohta m.fl. 1994).

I ett annat försök på råttor undersöktes eventuella njureffekter vid kronisk tillförsel av relativt låga doser av microcystin-LR och microcystin-YR. Råttorna injicerades varannan dag i åtta månader med dessa microcystiner (10 µg/kg). Njurskador utvecklades och slutsatsen blev att långtidsexponering för relativt låga doser av microcystiner innebär en betydande risk för njurpåverkan (Milutinovic m.fl. 2002). I ett försök som gjordes på möss ökade tillväxten av hudtumörer som initierats av dimetylbenzoantracene när mössen drack vatten som innehöll microcystiner (Falconer 1999).

1.7 Epidemiologiska studier

Sex stora epidemiologiska studier genomfördes i Nantong i Kina under en femtonårsperiod, 1968-1984 (Yu 1995). Samband mellan dricksvattnets kvalitet och levercancer (hepatocellulärt carcinom, HCC) studerades, och undersökningen visade att människorna som drack vatten från grunda dammar hade en högre dödlighet i levercancer än människor som drack vatten från grävda eller djupborrade brunnar. Mortaliteten i levercancer hos människor som drack ytvattnet var ca 100 per 100 000 medan motsvarande dödlighet hos människor som drack någon typ av grundvatten var mindre än 20 dödsfall per 100 000. När människorna i de områden som använt ytvatten började dricka brunnsvatten från djupborrade brunnar stannade överdödligheten i levercancer upp och sjönk så småningom till samma nivå som i kontrollområdena. Microcystiner hittades i många dammar och diken i de för levercancer högendemiska områdena.

En fall-kontroll studie visade att den relativa risken för att utveckla levercancer när man drack dammvattnet var 1,91 (95 % konfidensintervall CI 1,01-4,74) i Haimen och 2,93 (95% CI 2,59-3,27) i Fusui, två platser som ingick i Nantongstudien. Det fanns också vissa skillnader i mängden microcystiner mellan fall- och kontrollpersonernas dricksvatten med högre medelnivåer hos fallen även om skillnaderna ej var signifikanta (Yu 1995).

En undersökning i Hamen och Qidong (Jiangsu Province i Kina) visade att medelkoncentrationen av microcystiner i damm och dikesvatten, använt som dricksvatten, var 0,16 µg/l och att 60 % av de analyserade vattenproverna innehöll microcystiner. I brunnsvattnet kunde microcystiner inte detekteras. Incidensen av primär levercancer (PLC) var 100,13 per 100 000 respektive 4,28 per 100 000 hos människor som drack damm eller dikesvatten respektive brunnsvatten (Hitzfeld et al. 2000).

1.8 Riskuppskattning och rekommendationer

Hälsorisen vid exponering för cyanobakterietoxiner är svår att fastställa eftersom den totala exponeringen och möjliga hälsoeffekter fortfarande inte helt är klarlagda (Hitzfeld m.fl. 2000).

Det är uppenbart att befolkningsgrupper som dricker ytvatten utan rening kan bli exponerade för höga koncentrationer av toxiner från cyanobakterier (Duy m.fl. 2000). Hälsorisker för populationer som dricker behandlat vatten kan inte heller

uteslutas. Fortsatt utveckling av reningsteknik och analysmetoder är därför angeläget.

Några länder har provisoriska riktvärden för cyanobakterietoxinhalten i dricksvatten. Med anledning av den växande oron för eventuella hälsoeffekter av cyanobakterietoxiner, speciellt via dricksvatten, antog WHO 1998 ett provisorisk riktvärde för microcystin-LR i dricksvatten på 1,0 µg/l. Detta värde baseras på det tolerabla dagliga intaget (TDI) som framkommit i två studier gjorda på djur. Det lägsta TDI från dessa studier var 0,04 µg/kg. Med detta värde som grund och ett beräknat dagligt vattenintag på två liter, en kroppsvikt på 60 kg och en proportion på 0,8 av det totala dagliga intaget av cyanotoxiner via dricksvatten framräknades ett riktvärde på 0,96 µg/l som avrundades till 1,0 µg/l (Hitzfeld m.fl.. 2000, WHO 1998, Duy m.fl. 2000).

WHO anser att det på grund av otillräcklig kunskap inte är befogat att ta fram ett riktvärde för någon annan cyanobakterietoxin än microcystin-LR.

WHO betonar att det rekommenderade riktvärdet för microcystin-LR på 1 µg/l dricksvatten är provisoriskt eftersom nya uppgifter om toxiciteten fortlöpande tas fram (WHO 1998).

Duy m.fl. har utarbetat möjliga riktvärden för några olika toxiner från cyanobakterier vilka publicerades i Rev Environ Contam Toxicol 2000:163.

Microcystin-LR anses vara den mest toxiska microcystinen som hittills är känd och Duy m. fl. ansåg att dess egenskap som tumörpromotor är fastställd. De vägledande värdena för övriga microcystiner är enbart baserade på toxicitet eftersom vissa microcystiner kanske inte är tumörpromotorer.

För att räkna fram riktvärdet för microcystin-LR använde Duy resultaten från samma djurstudie som WHO grundade sitt rekommenderade värde på. WHO använde sig av en osäkerhetsfaktor på 1000. Duy m. fl. använde sig av en högre osäkerhetsfaktor på 3000 eftersom de ansåg att microcystin-LR's egenskap som tumör-promotor var säkerställd. Det möjliga riktvärdet för microcystin-LR per liter dricksvatten framräknades därigenom till 0,32 µg/l för en vuxen person (60 kg), 0,11µg/l för barn (10 kg) och 0,07 µg/l för spädbarn (5 kg) (Duy m.fl. 2000). Barn utgör således en särskilt känslig grupp.

Riktvärdet för microcystin-LR i vatten kan möjligen vara vägledande när man bestämmer riktvärdet för nodularin pga liknande toxisk effekt. Riktvärdet för nodularin kan dock behöva vara lägre än för microcystin-LR eftersom nodularin misstänkts inte bara vara en tumörpromotor utan även en tumörinitiator (Duy m fl 2000).

2. Avsaltning

Avsaltning av havsvatten för vattenförsörjning har förekommit i länder med torra klimat sedan 1950-talet. Att avsalta Östersjövatten är en betydligt nyare företeelse. Flera olika metoder kan användas, men i Sverige har omvänd osmos (RO- metoden) varit den enda teknik som fått någon genomslagskraft.

Via mycket av den information som hittills förekommit om avsaltningsanläggningar bibringas man den uppfattningen att i princip alla föroreningar inkl. bakterier, alger, virus mm försvinner vid avsaltningsprocessen. Denna uppfattning har också vunnit allmän acceptans. Eftersom de flesta avsaltningsanläggningarna finns i enskilda hushåll har miljökontoren små möjligheter att begära analyser från det vatten de producerar. Vid några tillfällen har dock vattenanalyser kommit till miljökontoret i Värmdö där vattnet visat sig vara påverkat av bakterier. Kemiska anmärkningar finns också på de flesta proverna. Vid samtal med brukare och tillverkare har det framkommit att flera olika förklaringar kan finnas till att reningen inte fungerar som den skall.

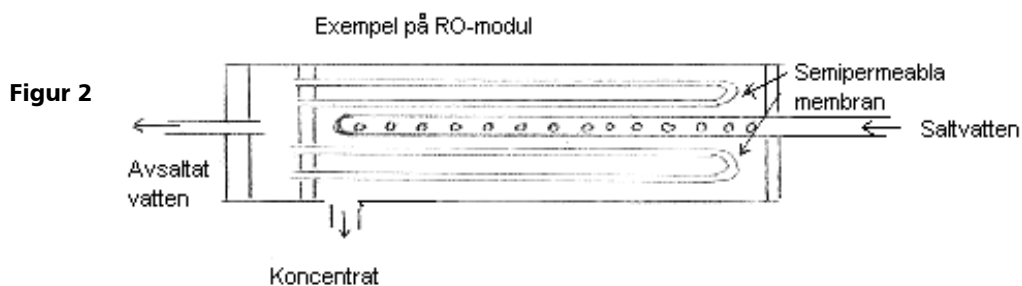
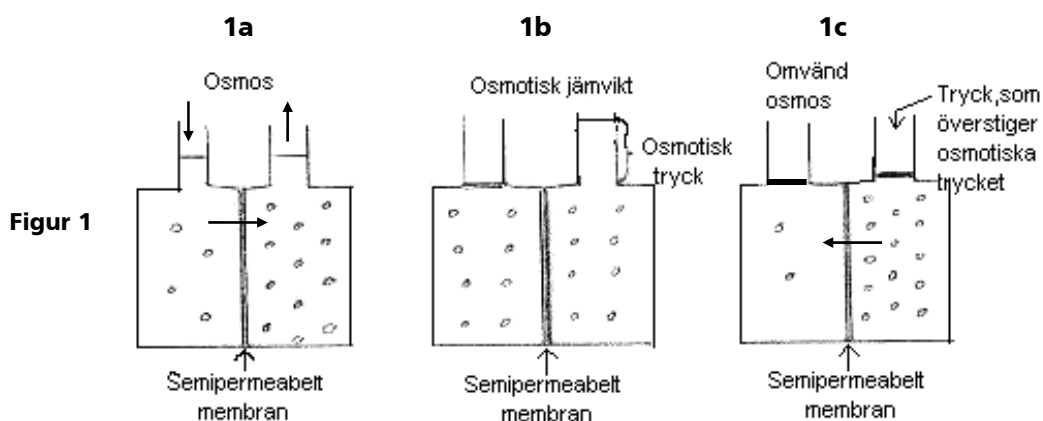
Filtren är t.ex. mycket känsliga för yttre påverkan vilket ställer stora krav på råvattnets renhet och förfiltrens kapacitet och kondition. Vid byte av filtren måste också stor noggrannhet iakttas så att inte läckage vid packningarna uppkommer.

Eftersom avsaltningsanläggningar är vanligast ute i skärgården där det är svårt att ordna avloppet med infiltration, blir här kombinationen avsaltningsanläggning-avloppsreningsverk allt vanligare. Avloppsreningsverken har då sitt utlopp i samma vattenområde och ofta mycket nära intaget till avsaltningsanläggningen vilket gör att stora krav måste ställas även på reningsverkens funktion och driftsäkerhet.

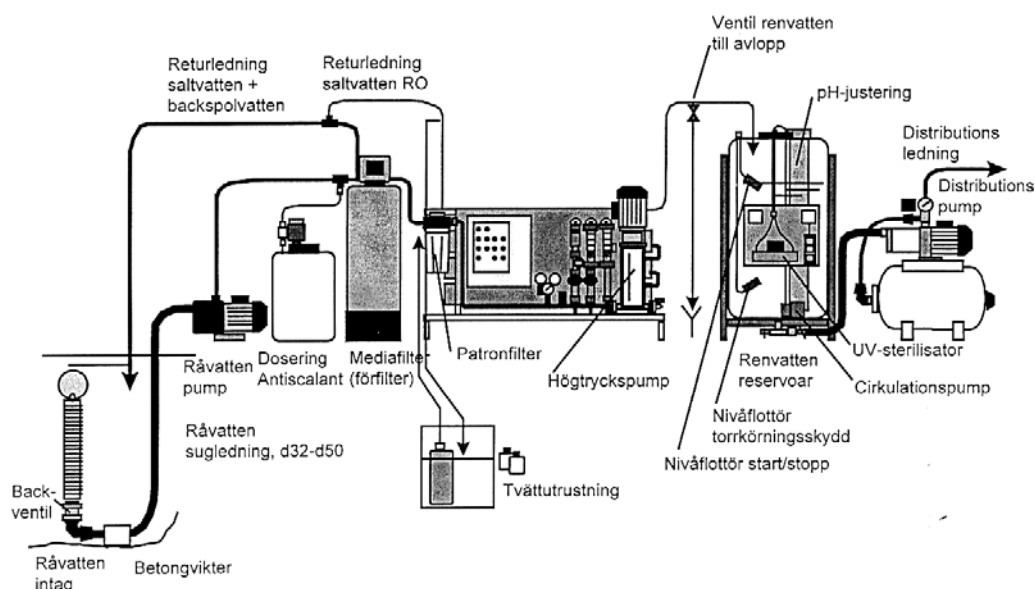
2.1 Avsaltningsanläggning typ RO (omvänd osmos)

Reningsfunktionen bygger på omvänd osmos. Osmos är en naturlig process som medför utflöde från en svagare saltlösning till en mer koncentrerad (fig.1a). När jämvikt uppnåtts utgör skillnaden i vattennivå det osmotiska trycket (fig.1b). Vid avsaltning är principen att ett tryck appliceras som överstiger det osmotiska, varvid rent vatten strömmar från en mer koncentrerad till en svagare saltlösning (fig.1c)

Nedanstående figur är en principskiss av RO modulen. Förutom ledning för avsaltat vatten finns avloppsledning för koncentrat. (fig. 2).



INSTALLATIONSSKISS HAVSVATTEN RO-SYSTEM



Systemets komponenter

- Intagssil:** Håller sjögräs och större partiklar borta från intagsvattnet. Inkluderar backventil samt skyddsnät som begränsar tillväxt av alger och sjögräs.
- Intagspump:** Suger upp och trycker in havsvattnet i anläggningen. Finns med eller utan trycktank och tryckautomatik, beroende på typ av RO-utrustning och installation. Utan trycktank kopplas pumpen till eluttag styrd från RO-utrustningen. Pump med trycktank kräver kontinuerlig elförsörjning.
- Förfilter:** Backspolbart mediafilter. Klarfiltrerar havsvattnet från grumlighet och alger. Finns i manuell och automatisk variant.
- Kemdosering:** Kembehållare och doseringspump. Antiscalant-dosering, installeras före eller efter mediafiltret. Hindrar ämnen i havsvattnet att bilda kalkbeläggningar i systemet samt reducerar allmänt beläggningar på RO-filtret. Speciellt nödvändigt då utnyttjandegraden i RO är förhöjd.
- RO-utrustning:** Centrala filterenheten för separerande av sötvatten från saltvatten. Finns med olika kapaciteter. Alla med samma principkonstruktion. Inkluderar ibland UV-sterilisator för säkerställande av låg bakteriehalt i producerat renvatten.

Kan kompletteras med aktiv kol-filter på renvattnet för att få bort ev lukt och smak och restämnen från alger.

- Reservoar:** Renvattenbuffert. Samlar renvattnet för vidare distribution. Inkluderar en panel med nivåstyrning och torrkörningsskydd samt cirkulationspump och pH-justerings.
- UV-sterilisator:** Om RO-utrustningen inte innehåller UV-sterilisator och det är ytvatten som renas, finns utrymme för UV-sterilisator på reservoarens styrpanel. Denna är då kopplad mellan cirkulationspump och kalkinsats.
- Kalkinsats:** Kalkmineral som sakta löses upp och justerar pH och ev hårdhet i renvattnet. pH höjs automatiskt till ca 7,5-8,0 genom kemisk jämvikt. För att hårdheten skall höjas måste dosering av syra ske till insatsen med kemdoseringsutrustning (brukar endast installeras på större anläggningar).
- Distributionspump:** Pumpar ut renvattnet på distributionsnätet. Styrts av tryckhållningsautomatik och trycktank.
- Kylare:** Om kylare är installerad för att hålla reservoarvattnet kallt, skall denna kopplas så att cirkulationspumpen cirkulerar vattnet genom kylarens kylslinga.

2.2 Dricksvatten, föreskrifter och kontroll

Dricksvatten är ett av våra viktigaste livsmedel, och som sådant är det underkastat kontroll enligt livsmedelsverkets dricksvattenkungörelse.

Dricksvattenkungörelsen är bara tillämplig, beträffande tillsynsmyndighetens befogenheter att meddela föreläggande eller förbud, för vattnets användande till dryck, matlagning eller annan livsmedelshandling. I Sverige har av tradition allt vatten som används i hushållen hållit samma kvalitet, varför i praktiken allt hushållsvatten har bedömts enligt samma norm.

Dricksvattenkungörelsen har varit anpassad till svenska förhållanden och användandet av havsvatten som råvatten har hittills varit mycket ovanligt, vilket medför svårigheter att rätt bedöma det avsaltade vattnets kvalitet.

De parametrar som ingår i en normal mikrobiologisk undersökning är E-coli samt heterotrofa och coliforma bakterier. Om inte kunden specifikt begär annan eller ytterligare parameter är detta vad som ingår även om det anges att vattnet är av marint ursprung. Av dricksvattenkungörelsen framgår inte att just vid sådana vatten är t.ex fekala streptokocker en indikatorbakterie som bör ingå för att få ett säkrare resultat eftersom dessa är motståndskraftigare mot salt/bräckt vatten än E-coli.

Även de kemiska parametrar som analyseras och de kvalitetskrav som skall uppfyllas enl. dricksvattenkungörelsen har i stort sett varit relaterade till grundvatten eller ett ”sött” ytvatten. Detta gäller både för renvattnet och råvattnet.

I 4§ dricksvattenkungörelsen står det ”Råvatten skall vara av sådan beskaffenhet att det genom ändamålsenliga och tillförlitliga metoder kan beredas till dricksvatten”.

I de allmänna råden anges bl.a att råvattnet bör väljas så att vattenberedningen kan göras så enkel och säker som möjligt. Kvalitetskrav för råvatten från ytvattentäkt finns i bilaga till kungörelsen. I denna finns rikt- och gränsvärden för ett stort antal både kemiska och bakteriologiska parametrar. Inget av dessa krav gäller om råvattnet är ett marint eller bräckt ytvatten.

Kungörelsens föreskrifter har varit tvingande beträffande allmänna eller förordnade vatten, men att betrakta som råd för enskilda vatten.

Den 25 december 2003 börjar en ny dricksvattenkungörelse att gälla. De nya föreskrifterna är tillämpliga på alla dricksvatten som produceras i mer än 10 m³ per dygn eller försörjer fler än 50 personer.

För enskilda dricksvatten kommer Socialstyrelsen i samarbete med Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) att utge normer.

3. Provtagning i befintliga anläggningar

Tolv anläggningar valdes slumpmässigt ut. De var av olika fabrikat och i skiftande ålder. Från en veckas till tolv års drift, i storlek från för ett hushåll, medelstora till stora anläggningar och geografiskt placerade från Haninge kommun till Norrtälje kommun.

Varje anläggning besöktes under en i förväg överenskommen tid under sommaren 2001. Tveksamhet rådde om provtagningen skulle genomföras eftersom någon synlig algbloomning inte förekom under den period som valts. Provtagningen genomfördes ändå eftersom algtoxin i mätbar koncentration kan förekomma även utan en massiv blomning.

Vid besöken intervjuades brukarna om drift och skötsel och prover togs före och efter avsaltning. För de kemiska analyserna skickades proverna till Alcontrol AB i Linköping som är ett ackrediterat laboratorium.

För toxinanalys skickades proverna till Helene Annadotter, Lunds universitet, som gjorde ELISA-analyser.

Några prover sändes också till Gertrud Cronberg, Lunds Universitet, för okulärbesiktning och algbestämning.

3.1 Anläggningarna

Indelning av anläggningarnas kapacitet:

Liten	< 5 m ³ /dygn
Mellan	9-15 m ³ /dygn
Stor	> 25 m ³ /dygn

1. Installerades år 2000. Liten kapacitet. Ibland sätts membranet igen av alger. Då stannar maskinen och larmar. Har ett serviceavtal om att ett företag ska komma två gånger om året men det fungerar ej. Byter patronfiltret vid behov, vilket varierar. Ibland behöver patronfiltret bytas var 10:e dag, ibland kan det gå flera veckor innan filtret behöver bytas. Råvattnet tas in i en relativ smal farled på 4 meters djup.
Provtagning 2001-07-04. Ca 28°C i luften. Det har varit mycket varmt i 1 ½ vecka.
2. Installerades 1993. Mellanstor kapacitet. Pumparna går sönder några gånger per år. Silen tas upp och rengörs en gång per år. Sandfilterna backspolas då och då. Patronfiltret byts när trycket minskar eller då de ser ut att behöva bytas. Det blir ungefär tre gånger per år. Membranfiltret är 8 år. Görs rent ett par gånger per år. Råvattnet tas in på 15-20 meters djup någon meter från botten.
Provtagning 2001-07-04. Ca 28°C i luften. Det har varit mycket varmt i 1 ½ vecka.
3. Installerades i början på 90-talet. Har uppgraderats kontinuerligt sedan dess. Liten kapacitet. Tycker att membranerna ibland sätts igen väldigt fort. Har serviceavtal med ett företag som startar upp anläggningen på våren och stänger den på vintern. Grovsilen och finfiltret rengörs en gång per vecka. Membranfiltret rengörs tre gånger per säsong. Råvattnet tas in 20 meter från stranden.
Provtagning 2001-07-04. Ca 28°C i luften. Det har varit mycket varmt i 1 ½ vecka.
4. Installerades 1989. Liten kapacitet. Tycker att pumparna krånglar. Sandfiltren backspolas automatiskt. Patronfiltren byts en gång per år. Membranfiltret är tre år gammalt och rengörs en gång per år. Råvattnet tas in 15 meter ut på 1-2 meters djup.
Provtagning 2001-07-10. Ca 23°C i luften. Mulet. Det har varit soligt i ca två veckor.
5. Installerades 1996. Har uppgraderats sedan dess. Liten kapacitet. Önskar serviceavtal med någon som kan sköta underhållet av anläggningen. Sandfiltren backspolas en gång per månad. Patronfiltret byts varannan månad. Membranfiltret är nytt.
Provtagning 2001-07-19. Vädret dessförinnan var först soligt i två veckor och sedan en vecka regn.

6. Installerades 1998. Utökade kapaciteten för ett år sedan. Liten kapacitet. Silen tas upp en gång per år och högtryckstvättas. Sandfiltren backspolas ca en gång per vecka. Patronfiltren byts ca en gång per vecka på sommaren. Beror på vilken vattenvolym som tas ut. Har två membranfilter. Ett är tre år, det andra är två år. Membranfiltren rengörs två till tre gånger per år. Råvattnet tas in 25-30 meter ut på 8 meters djup.
Provtagning 2001-07-24. Ny omgång varmt väder. Ca 28°C i luften.
7. Stor kapacitet. Upplever att anläggningen fungerar bra men pumparna går sönder ibland. Har automatisk backspolning av sandfiltren. Har påsfilter och trådfilter istället för patronfilter. Dessa byts ca två gånger per månad på sommaren. På vintern byts de max en gång per månad. Membranfiltret byttes i januari 2001 men det är en läcka på den. Upptäckte detta genom att kloridhalten blev för hög. Ska få garantibyte i höst. Råvattnet tas in på 4 meters djup.
Provtagning 2001-07-25. Ny omgång varmt väder. Ca 27°C i luften.
8. Installerades 1990. Ombyggd då och då. Liten kapacitet. Har serviceavtal. Silen i sjön sätts igen två gånger per år och rengörs då. Grovfiltret rengörs en gång per år. Har inte sandfilter som kan backspolas. Filtret byts ett par gånger per år. Membranfiltret är fyra år. De har ett membranfilter i reserv och skickar iväg membranfiltren för tvätt. Råvattnet tas in 20 meter från stranden på ca 2 meters djup, nära botten.
Provtagning 2001-07-26. Ny omgång varmt väder. Ca 27 °C i luften.
9. Installerades 1994. Stor kapacitet. Sandfiltren backspolas varannan dag. Patronfiltret byts varannan månad. Membranfiltren är ett år respektive en och en halv månad. Rengörs var 800:e timme. Råvattnet tas in på 27 meters djup.
Provtagning 2001-08-08. Varit blåsigt men varmt senaste veckan.
10. Installerades 1999. Stor kapacitet. Silen tas upp då och då och spolas rent. Sandfiltren backspolas manuellt en gång per månad. Patronfiltren byts varannan månad. Membranfiltret är två år och rengörs var 4:e månad. Råvattnet tas in 50 meter från stranden.
Provtagning 2001-08-09. Ca 20°C i luften. Varit blåsigt men varmt senast veckan.
11. Installerade en avsaltningsanläggning 1991. Utbytt 1999. Medelstor kapacitet. Automatisk backspolning av sandfiltren. Patronfiltren byts ca en gång per månad. Membranfiltret är två år gammalt och rengörs två gånger per år. Råvattnet tas in 10-15 meter ut på 2 meters djup, nära botten.
Provtagning 2001-08-14. Ca 20°C, varmt och blåsigt.
12. Anläggningen installerad juli 2001. Medelstor kapacitet. Anläggningen hade bara varit i drift 3 veckor vid provtagningen. Intagsslangen var provisoriskt utlagd utan fast förankring varför inget prov togs vid intagspunkten, bara i ytvattnet.
Provtagning 2001-08-15 .Ca 20°C, varmt och mulet.

3.2 Fysikalisk-kemiska undersökningar

Reduktionen av salter fungerar bra i de flesta avsaltningsanläggningarna. Nedanstående tabeller visar avskiljningsgrad och mängd i renvattnet för några av de vanligaste jonerna:

Na	86-98%	Cl	85- 98%
Ca	87-99%	HCO ₃	49- 98%
K	77-98%	SO ₄	98->99%
Mg	98->99%		

Nr	pH	Na,mg/l	Ca,mg/l	Mg,mg/l	K,mg/l	Cl,mg/l	HCO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l
1	8,8	27	2,9	0,5	<2	46	12	<2
2	6,5	67	0,58	2,0	3	120	2,9	3,6
3	8,9	45	4,7	0,8	<2	76	14	<2
5	8,0	67	4,0	0,6	3	95	14	2,6
6	7,0	130	1,4	2,5	6	200	5,6	5,2
7	6,8	250	2,4	4,1	9,7	440	7,3	2,2
8	7,1	88	0,92	2,0	3	140	6,9	6,6
9	5,8	39	<0,05	<0,1	<2	58	<1	2,8
10	6,1	31	0,14	0,3	<2	43	1,6	2,7
11	8,9	46	7,7	2,6	<2	67	36	6,5
12	8,8	37	6,9	0,9	<2	56	21	2,4

* Den nuvarande dricksvattenkungörelsen har i två fall speciella gränsvärden för avsaltat vatten, nämligen för hårdhet (kalcium) och alkalinitet.

Värdemässigt innebär detta att samtliga prover låg under det av livsmedelsverket rekommenderade lägsta värdet beträffande kalcium (20 mg/l Ca) och bara i ett prov nådde över det lägsta rekommenderade värdet för alkalinitet (30 mg/l HCO₃).

pH låg i samtliga råvatten runt 8 (7,6-8,1) men varierade mycket i renvattnet (5,8-8,9). De högre halterna berodde på behandling efter RO-filtret. Enligt dricksvattenkungörelsen bör pH ligga mellan 7,5 och 9,0. Anmärkningsvärt var att pH-värdet i renvattnen antingen var under det av livsmedelsverket rekommenderade (sex st låg mellan 5,8 och 7,1) eller i närheten av det övre värdet mellan 8,8 och 8,9, bara ett av renvattnen låg på pH 8,0. Det tyder på svårigheter att justera pH.

Det visade sig att beträffande magnesium och sulfat var reduktionen mycket hög i samtliga anläggningar oberoende av ålder och kondition, medan natrium och klorid däremot avskiljdes sämre i anläggningar med bristande skötsel och tillsyn medan åldern verkade ha mindre betydelse. I tre anläggningar var natrium- och kloridhalterna anmärkningsvärt höga (>100 mg/l) trots en 85-86% avskiljning.

Avskiljningen av kalium varierade från anläggning till anläggning utan uppenbar anledning.

Bor är ett ämne som man misstänker kan öka i vatten som används som recipient pga dess förekomst som perborat i bl.a tvättmedel. Avskiljningen av bor var dålig i de renvatten som undersöktes. 9-30 % vilket gav en halt på 0,4-0,5 mg/l i renvattnet.

3.3 Algtoxinundersökning

Eftersom proverna tagits under förhållanden när inga synliga blomningar fanns, innehöll råvatten som väntat inga eller låga halter av algtoxin. Där algtoxin förekom i råvattnet var däremot samstämmigheten mellan algtoxinhalt i råvattnet och renvattnet relativt stor. Algtoxin återfanns alltså i renvattnet efter förfilter och RO-membran i ungefär samma koncentrationer som i råvattnet. Om anläggningen var gammal eller ny, stor eller liten hade ingen betydelse, inte heller fabrikat.

Vid tolv anläggningar testades råvattnet och renvattnet. Nio råvattenprover togs från båt vid intagsplatsen. Om intaget var placerat på djupt vatten togs prover på olika djup. Två råvattenprover togs från brygga och i ett fall togs prov från intagsbrunn. Renvattenprover togs vid elva anläggningar efter uppsamlingstanken och endast vid en anläggning före uppsamlingstanken.

Vid två anläggningar förekom algtoxin i ytvattnet på en – två meters djup, men inte vid intagsdjupet, vid en anläggning togs prov bara i ytan inte vid intaget.

Avskiljningen av klorid brukar användas som ett mått på membranets kvalitet varför även det tagits med i nedanstående tabell.

Nr	Råvatten		Ytvatten		Renvatten	
	Intagsdjup	Klorid,mg/l	Algtoxin,µg/l	µg/l i ytv.	Klorid,mg/l	Algtoxin,µg/l
1	4m	3000	<0,1		46	<0,1
2	>20m	3000	<0,1	<0,1	120	<0,1
3	2m	2300	0,18		76	0,13
4	1,5m		0,14			0,20
5	10m	1900	<0,1	<0,1	95	<0,1
6	18m	2700	<0,1	0,10	200	<0,1
7	4m	1900	<0,1		440	0,13
8	2m	1700	0,10		140	<0,1
9	>20m	3800	<0,1	0,52	58	0,10
10	2m	2700	0,12		43	0,13
11	2m	2200	0,13		67	0,12
12	5m	2900	Inget prov	0,13	46	<0,1

3.4 Okulärundersökning

Från fyra anläggningar där algtoxins påvisats i rå- och renvattnet gjordes algartbestämning av Gertrud Cronborg.

I samtliga prover, både rå- och renvatten, konstaterades förekomst av potentiellt toxiska pico-blågröna cyanobakterier. I två av råvattnen fanns dessutom de blågröna algerna *Anabena* sp, *Aphanizomenon* sp och *Nodularia spumigena*.

Sammanfattningsvis lämnades följande utlåtande:

” I råvattnen från de olika provtagningsställena förekom potentiellt toxiska blågröna alger. Talrikast var *Cyanobium*, *Synechocystis* och *Synechococcus* tillhörande de småcelliga blå-gröna algerna (pico-blågröna alger). Från olika ställen i världen har man påvisat att dessa arter/släkten kan innehålla algtoxinet microcystin. Man har registrerat både fågel- och fiskdöd i samband med massutveckling av dessa alger. Övriga förekommande blågröna alger i dessa prover, var också potentiellt toxiska. Släktet *Anabena* kan producera microcystin och anatoxin samt *Nodularia spumigena* producerar nodularin. Microcystin och nodularin är levergifter medan anatoxin tillhör nervgifterna.

I renvattnen påträffades endast de pico-blågröna algerna och då i stora mängder. Ca 50% av de pico-blågröna algerna registrerade i råvattnet återfanns i renvattnet. I alla proverna förekom stora mängder detritus, som kan innehålla nedbrutna alger. Således kan eventuellt även toxiner påvisas i detritus.”

Susanna Haidu, SLU i Uppsala, framförde vid telefonkontakt att pico-blågröna cyanobakterier nuförtiden kan förekomma mycket rikligt i algprover som SLU får in för bestämning. Upp till 50 % av den totala biomassan kan utgöras av dessa alger. Massutveckling av algerna syns inte på vattenytan.

4. Undersökning med renkultur av frystorkade Nodularia

Försöket utfördes med frystorkade Nodularia spumigena s.k. katthårsalg som erhållits från Statens Veterinärmedicinska Anstalt Två olika koncentrationer testades dels vid en helt ny avsaltningsanläggning, dels en gammal, intagen för service. Patronfiltren var nya i samtliga försök.

De frystorkade algerna slammades upp i rent havsvatten i två koncentrationer.

Prover togs ut för algtoxinundersökning och kloridhalt före och efter vattnet passerat avsaltningsanläggningarna.

Kloridhalten i 0-provet var 4000 mg/Cl, prov efter avsaltning i den nya anläggningen visade att 53- 55 mg/l återstod medan kloridhalten efter avsaltning i den gamla anläggningen var 530-535 mg/l.

Ett kolfilter testades också, där skedde en ca 25% reduktion av algtoxin, för att få bättre resultat behöver troligen kontakttiden förlängas betydligt.

Dessa resultat stämmer bra överens med våra tidigare prover, där nodularia inte återfanns i renvattnet utan bara de sk. pico-blågröna algerna. Även om nodularia är den vanligaste toxinbildande cyanobakterien i Östersjön är det troligt att det är de betydligt mer okända, små cyanobakterierna som skulle kunna orsaka problem i avsaltningssammanhang.

En varning för att resultaten av den här undersökningen är missvisande är naturligtvis det faktum att algen dels var frystorkad och dels att den var ensamt förekommande. I verkligheten förekommer vid blomning flera olika sorters alger, bakterier, detritus mm som kan göra att resultatet blir ett annat.

	Kloridhalt, mg/l		Toxinhalt, µg/l	
	Före	Efter	Före	Efter
Havsvatten	4000		<0,1	
Ny anläggning	4000	55	11,2	<0,1
Ny anläggning	4000	53	109	<0,1
Gammal anläggning	4000	530	3,9	<0,1
Gammal anläggning	4000	535	78,8	0,29
Kolfilter			109	26,1

Diskussion

Av den pilotundersökning som här genomförts kan man inte dra några långtgående slutsatser. Redan nu kan dock konstateras att de välkända, synliga blomningarna av framför allt *Nodularia*, *Anabena* och *Aphanizomenon* skulle kunna hanteras lättare än förekomsten av de hittills mer okända arterna *Cyanobium*, *Synechocystis* och *Synechococcus* (sk. pico- blågröna alger). Dessa arter kan förekomma i stort antal och utgöra ca 50 % av biomassan utan att synas på ytan.

Av resultatet som visar att de större algerna avskiljs, men inte de mindre, 0,2-2 µm, torde man kunna dra den slutsatsen att mycket av denna reduktion sker redan i förfiltret som ofta har en porstorlek på 5 µm. Förfiltrens porstorlek och kondition kan alltså ha mycket stor betydelse.

Vid några anläggningar fanns algtoxin i ytan, ner till 2 m djup, men inte på djupare vatten. Att förlägga intaget så djupt som möjligt vore alltså bra ur denna synvinkel, men eftersom vattnet då blir kallare får man räkna med en lägre verkningsgrad.

Resultatet av undersökningen med frystorkad *Nodularia* visade att avskiljningen av *nodularia* och *nodularin* var god. Endast i den gamla anläggningen med mycket hög toxinkoncentrationen återfanns mätbar halt av algtoxin i renvattnet, men även här var reduktionen mycket bra. Med tanke på den dåliga statusen på denna anläggning i fråga om avsaltningsfunktionen, styrks antagandet att förfiltret har haft mycket stor betydelse. *Nodularia* är också en så stor cyanobakterie (ca 8µm) att den skall fastna i förfiltret.

Eftersom cyanobakterier är kvävefixerande kan man teoretiskt bedöma när och var risken för massutveckling är störst genom att titta på förhållandet mellan kväve och fosfor i vattnet. Det intervall som bedöms som mest riskabelt är när N/P-kvoten är mellan 5-15, men massutveckling kan förekomma även i intervallet 15-30. (SNV 1999)

I prover tagna från 40 fjärdar i Värmdö kommun ligger 25 st inom intervallet N/P 5-15, resterande 15 ligger i intervallet 15-30. I prover från de ca 70 sjöar i samma kommun som provas regelbundet ligger endast tre st i intervallet 5-15 och åtta st mellan 15-30.

Om förhållandet är likartat i övriga kustkommuner tyder det på att erfarenheter från att använda sjövattnet som dricksvatten inte med automatik kan överföras till användandet av havsvatten som råvatten.

Dricksvattenkungörelsen har inget gränsvärde för Bor, men ett riktvärde på 1 mg/l.

Bor är ett av de ämnen som medtagits i dricksvattenkungörelsen till följd av EES-avtalet. Att Sverige tidigare inte ansett det vara nödvändigt med denna parameter ”beror på geologiska skillnader mellan Sverige och länder i mellan och södra Europa vilket medför att halten av t.ex. bor av naturliga skäl blir lägre i svenska dricksvatten.” (Dricksvattenkungörelsen) Detta skäl visar liksom vid resonemanget kring val av indikatorbakterie att havsvatten som råvatten egentligen inte beaktats i dricksvattenkungörelsen. Eftersom inte bor ingår i normala program för

dricksvattenanalyser finns ett mycket litet jämförelsematerial. De prover som här redovisats kommer från relativt öppna vatten i mellan- eller ytterskärgården, tidigare prover tagna i mer instängda havsvikar visar högre halter. Med så dålig avskiljning kan bor alltså vara ett ämne som bör ingå i ett eventuellt kontrollprogram.

De hälsoeffekter som relateras till bor är störningar i menstruationscykeln för kvinnor och sänkt fertilitet för män. (WHO 1980)

I denna undersökning finns också ett frågetecken för hur avskiljning av nitrit fungerar. Halterna är mycket låga i råvattnet, men liksom för algtoxiner återfinns nitrit i renvattnet i de anläggningar där råvattnet har mätbara halter nitrit. Både en reduktion med ca 50 % och en ackumulation med ca 50 % har påvisats.

Användningen av avsaltat havsvatten som dricksvatten är förknippat med en rad olägenheter sett ur ett folkhälsoperspektiv. Vattnet blir uttalat mjukt pga förlust av kalcium- och magnesiumjoner men har kvar en hög natriumhalt. Hårdheten i vattnet och då speciellt magnesiuminnehållet har i flera undersökningar utpekats som en skyddsfaktor för död i akut hjärtinfarkt (Rubenowitz2000). Det höga natriuminnehållet kan utgöra en riskfaktor för utvecklingen av högt blodtryck och i förlängningen hjärt-kärlsjukdom.

Allvarliga kroniska effekter vid långtidsexponering även för lägre koncentrationer av algtoxiner som microcystin och nodularin kan ej heller uteslutas.

Det framgår av intervjuerna att anläggningarna är skötselkrävande och de anläggningar som besökts har haft intresserade ägare men det finns ett servicebehov som det i dag inte finns täckning för. Med många små enushållsanläggningar och brist på serviceresurser kan följden bli ett ökat grundvattenbehov eftersom man inrättat sin bostad med förutsättningen att ha jämn och riklig tillgång på vatten från avsaltningens anläggningen.

Det förutsätts att miljökontoren strävar efter att hjälpa till att uppfylla de regionala och nationella miljömål som finns uppställda.

När man går från sparsamhet med vatten- torrtoalett- enkel standard i skärgårdsområdenas fritidshus och istället börjar installera avsaltningens anläggningar- vattentoalett-reningsverk så kommer målen om en minskning av närsaltsbelastningen på Östersjön och minskad energiförbrukning att bli svåra att uppnå.

Den anpassning till naturliga förutsättningar som tidigare satt gränser för en lokal övergödning i de känsliga kust-skärgårdsområdena sätts ur spel. För varje enskild fastighet är det svårt att hävda denna påverkan, men med de tusentals fritidshus som finns i skärgårdsområdena är det en uppenbar risk.

Referenser

1. Beckman Sundh, Ulla. Blågröna alger-cyanobakterier som kan orsaka problem. *Vår Föda*, 1997; 1: 11-14.
2. Carmichael, W.W. Cyanobacteria secondary metabolites- the cyanotoxins. *J Appl Bacteriol.* 1992; 72:445-459.
3. Duy, T. N., Lam, P. K. S., Shaw, G. R., Connell, D.W. Toxicology and Risk Assessment of Freshwater Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins in Water. *Rev Environ Contam Toxicol.* 2000; 163:113-186.
4. Edler, L., Willén, E., Willén, T., Ahlgren, G. Naturvårdsverket. Skadliga alger i sjöar och hav. 1995; Rapport 4447
5. Falconer, I. R. An Overview of Problems Caused by Toxic Blue-Green Algae (Cyanobacteria) in Drinking and Recreational Water. *Environ Toxicol.* 1999; 14:5-12.
6. Gilroy, DJ., Kauffman, KW., Hall, RA., Huang, X., Chu, FS. Assessing potential health risks from microcystin toxins in blue-green algae dietary supplements. *Environ Health Perspect.* 2000; 108 (5): 435-439.
7. Hitzfeld, B. C., Höger, S. J., Dietrich, D. R., Cyanobacterial Toxins: Removal during Drinking Water Treatment, and Human Risk Assessment. *Environ Health Perspect.* 2000; 108, Supplement 1:113-122.
8. Jochimsen, E. M., Carmichael, W. W., An, J. S. et al. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *N Engl J Med.* 1998; 338 (13): 873-878.
9. Lind, M. G., Edler, L., Fernö, S. Lundberg, R., Nilsson, P-O. Risken för algförgiftning har ökat. Hundar avled efter bad i södra Östersjön. *Läkartidningen* 1983; Vol 80, 28-29: 2734-2737.
10. Livsmedelsverket, Algtoxiner i sjö- och dricksvatten. 1997
11. Länsstyrelsen i Stockholms län. Algblomning, Några frågor och svar. 1996.
12. Milutinovic, A., Sedmak, B., Horvat-Znidarsic, I., Suput, D. Renal injuries induced by chronic intoxication with microcystins. *Cell & Mol Biol Lett* 2002; 7 (1):139-141.
13. Naturvetenskapliga forskningsrådets årsbok. Östersjön- ett hav i förändring. 1992.
14. Nishiwaki-Matsushima, R., Ohta, T., Nishiwaki, S., Suganuma, M., Kohyama, K. et al. Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *J Cancer Res Clin Oncology.* 1992; 118:420-424
15. Ohta, T., Sueoka, E., Iida, N., Komori, A., Suganuma, M. et al. Nodularin, a Potent Inhibitor of Protein Phosphatases 1 and 2A, Is a New Environmental Carcinogen in Male F344 Rat Liver. *Cancer res.* 1994; 54:6402-6406.
16. Rubenowitz E, Molin I, Axelsson G. Magnesium in drinking water in relation to morbidity and mortality from acute myocardial infarction. *Epidemiology* 2000; 4:416-21.
17. Tideström, H., Rennerfelt, J. Giftiga alger i dricksvatten. *Vår Föda* 1986; 1:31-38.
18. Van Dolah, F. M. Marine Algal Toxins: Origins, Health Effects, and Their Increased Occurrence. *Environ Health Perspect.* 2000; 108, Supplement 1:133-141.
19. Willén, E. Giftig alg i Östersjön. *Naturhistoriska riksmuseet.* 1993.
20. World Health Organization. Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR. Guidelines for drinking-water quality. 1998.
21. Yu, S-Z. Primary prevention of hepatocellular carcinoma. *J Gastroenterol Hepatol.* 1995, 10 (6):674-682. Review.