
Överledande av vattenverks-
slam till avloppsreningsverk -

Påverkar detta användning av
avloppsslam i jordbruket?

Överledning av vattenverksslam till avloppsreningsverk

- Påverkar detta användning av avloppsslam i jordbruket?

Johanna Blomberg, Stockholm Vatten AB

Jan Eksvärd, LRF

December 1999

INNEHÅLL

Förord	4
1. Bakgrund	6
1.1 Vattenproduktion i Sverige	6
1.2 Disponeringsmetoder för vattenverksslam i Sverige	6
1.2.1 Överledning till reningsverk.....	6
1.3 Disponeringsmetoder utomlands.....	8
1.4 Framtida slamhantering.....	8
1.4.1 Gårdagens alternativ.....	9
1.4.2 Morgondagens alternativ.....	9
1.5 VAV:s slampolicy.....	10
1.6 Slamgödning på åkermark.....	11
2 Vattenverksslammets sammansättning och ursprung	12
2.1 Svenska ytvatten.....	12
2.2 Innehåll i vattenverksslam.....	13
2.2.1 Organiskt material.....	15
2.3 Fällningskemikalier i Sverige.....	15
2.3.1 Gränsvärden för metallinnehåll i fällningskemikalier.....	16
2.4 Fällningskemikaliers respektive ytvattnets metallbidrag.....	16
2.4.1 Diskussion.....	17
3. Påverkan i reningsverket	18
3.1 Effekter på ledningssystem.....	18
3.2 Effekter på försedimentering och biosteg i reningsverken.....	18
3.3 Effekter på rötningsprocessen.....	19
3.4 Effekter på avvattningen.....	19
3.5 Belastning.....	19
3.6 Biomullens kvalitet.....	21
3.6.1 Enhet mg/kg TS.....	21
3.6.2 Enhet mg/kg P.....	22
4. Påverkan på åkermark och gröda	23
4.1 Jämförelse mellan vattenverksslam och naturlig svensk åkermark	23
4.2 Litteraturstudie om jordbruksanvändning av rent vattenverksslam.....	23
4.2.1 Fosforbindning	24
4.2.2 Tungmetaller	24
4.2.3 Kalkverkan.....	25
4.2.4 Markfysikaliska effekter	25
4.2.5 Buffertkapacitet.....	25
4.2.6 Växtnäring.....	25
4.2.7 Kolloidernas rörlighet i mark	26
4.2.8 Slutsats	26
4.3 Metall- och fosfortillförsel till åkermarken via avloppsslam, inklusive och exklusive vattenverksslam.....	27
4.3.1 Spridningsareal och slamgiva.....	27
4.3.2 Fosfor	28
4.3.3 Tungmetaller	28
4.3.4 Aluminium.....	29
5. Summering	30
6. Slutsatser och rekommendationer	32
6.1 Sammanfattande slutsats.....	32

6.2 Rekommendation till slamöverenskommelsen.....	33
7. Referenser.....	34

Bilagor

- I: Lista på svenska vattenverk som överleder vattenverksslam till reningsverk
- II: Utdrag ur renhållningsförordningen (1998:902) (sid 1, 6, 17)
- III: Innehåll i vattenverksslam från elva svenska ytvattenverk
- IV: Produktblad på Kemiras fällningskemikalier
- V: Litteratursammanfattning av de senaste årens forskning om användning av vattenverksslam

Förord

Denna utredning har gjorts på uppdrag av den nationella slamsamrådsgruppen. Anledningen var att användningen av vattenverksslam i jordbruket ifrågasattes. Syftet med denna utredning är att sammanställa fakta om överledning av vattenverksslam till avloppsreningsverk samt utreda effekterna av detta i reningsverket och i jordbruket. Arbetsgruppen har bestått utav Jan Eksvärd, LRF, och Johanna Blomberg, Stockholm Vatten. Peter Hugmark och Bengt Göran Hellström, Stockholm Vatten, har fungerat som bollblank i diskussionerna. I rapporten ingår en litteratursammanfattning av de senaste årens forskning (främst 1994-1999) om användning av vattenverksslam i jordbrukssammanhang. Arbetet är gjort av Sigrun Dahlin, AgrD i växtnäringslära, och Gyula Simán, AgrD, professor i växtnäringslära vid SLU, som har granskat materialet.

Utredningen har varit på remiss hos Naturvårdsverket, VAV, Göteborgs VA-verk, GRYAAB samt Karlshamns vattenverk. Svar har inkommit från samtliga utom Naturvårdsverket.

1. Bakgrund

1.1 Vattenproduktion i Sverige

År 1994 fanns det 2130 st kommunala vattenverk i Sverige. Vattenproduktionen vid dessa verk uppgick till totalt ca 950 Mm³ (VAV, 1990). Till antalet dominerar äkta grundvattenverk överlägset men de är ofta små och försörjer många små samhällen med dricksvatten. Ytvattenverken är betydligt färre till antalet men försörjer desto fler människor. De 25 största ytvattenverken försörjer drygt tre miljoner människor med dricksvatten. Som råvatten används yt- och grundvatten, inklusive infiltrerat ytvatten s k konstgjort grundvatten. Rena ytvattenverk står för ca hälften av vattenproduktionen och grundvatten, såväl äkta som konstgjort, för den andra halvan (i lika stora delar).

Vid rening av råvatten bildas olika restprodukter, främst slamprodukter. Den största mängden bildas vid kemisk fällning av ytvatten och den totala slammängden uppgår årligen till ca 10 000 ton torrs substans. Detta slam består oftast av utfällda aluminiumföreningar p g a att man av tradition använder aluminiumsalter som fällningsmedel i Sverige (se avsnitt 2.3). En mindre del, ca 1000 ton ts, bildas vid rening av grundvatten. Detta slam är som regel rikt på järn- och manganföreningar.

1.2 Disponeringsmetoder för vattenverksslam i Sverige

Informationen till detta avsnitt baseras på VAV:s senaste statistikinsamling om vattenkvalitet och behandlingsmetoder i Sverige (AD94, 1996). Uppgifter har lämnats från 375 vattenverk vilket täcker 18 % av antalet verk i Sverige, 90 % av antalet anslutna samt 86 % av vattenproduktionen. I AD94 delas vattenverken upp m a p vattentyperna ytvatten, grundvatten utan konstgjord infiltration, grundvatten med konstgjord infiltration samt blandvatten. Statistiken som följer avser ytvattenverk som tillämpar kemisk fällning (både traditionell kemisk fällning och kontinuerliga filter) och hanteringen av detta fällningsslam. Som tidigare nämnts sker den största slamproduktionen i det kemiska fällningssteget. De allra flesta ytvattenverk tillämpar kemisk fällning (knappt 95 % av totala vattenproduktionen).

De disponeringsmetoder som tillämpas i Sverige idag för omhändertagande av vattenverksslam är enligt VAV:s definition utledning till vattentäkt, överledning till avloppsreningsverk, deponering på tipp samt övriga metoder. Den senare inkluderar bl a deponi i torvmosse, mellanlagring i slamlaguner och i torkbäddar samt vassbäddar. I Tabell 1 redovisas fördelningen mellan de fyra metoderna på ytvattenverk med kemisk fällning dels m a p producerad vattenvolym och dels till antalet verk. Till volymen är utledning till vattentäkt vanligast vilket beror på att stora vattenbolag som Stockholm Vatten och Norrvatten tillämpar denna metod. Endast fyra ytvattenverk lägger sitt slam på deponi.

1.2.1 Överledning till reningsverk

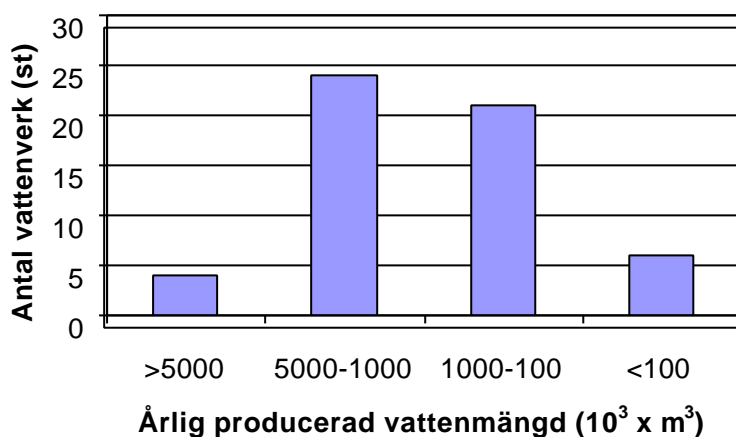
Enligt Tabell 1 är det 48 ytvattenverk som överleder sitt fällningsslam till avloppsreningsverk och således utgör överledning den vanligaste metoden i Sverige räknat till antalet ytvattenverk. Utöver dessa verk finns ytterligare 18 vattenverk som tillämpar överledning; sex verk med ytvatten (som enligt VAV:s statistik inte tillämpar

kemisk fällning), sju med äkta grundvatten och fyra med konstgjort grundvatten (först infiltration och därefter kemisk fällning). Totalt är det 66 vattenverk som tillämpar överledning. En fullständig lista på dessa verk återfinns i Bilaga I. I Figur 1 redovisas storleksfördelningen mellan ytvattenverken (48 st). Överledning dominerar bland verk i storleksordningen 100 – 5000 m³/år (ca 10-550 m³/h). Grovt uppskattat producerar de små verken ca 2 ton kemslam per år och de stora ca 120 ton (torrsubstans).

Tabell 1. Fördelningen mellan olika slambehandlingsmetoder på ytvattenverk med kemisk fällning, dels m a p producerad vattenvolym och dels till antalet verk. (Källa: VAV AD94).

Metod	Andel vattenproduktion	Antal vattenverk
Utledning till vattentäkt	54 %	21
Överledning till avloppsreningsverk	32 %	48*
Deponering på tipp	2 %	4
Övriga metoder	12 %	11
Vattenverk med kemisk fällning Σ	100 %	84 st

* Totalt tillämpar 66 vattenverk överledning. Övriga 18 verk faller ej inom definitionen ytvattenverk och kemisk fällning men de överleder restprodukter från processen till avloppsreningsverk. Se avsnitt 1.2.1.



Figur 1. Storleksfördelningen av de ytvattenverk som tillämpar kemisk fällning samt överleder sitt slam till reningsverk.

Det finns ingen tillgänglig uppgift om hur länge metoden har tillämpats men bland elva av de största ytvattenverken (årsproduktion > 2500 m³) som överleder sitt slam till reningsverk har metoden varit i bruk sedan 1972, då Ryaverket byggdes i Göteborg (Öman, 1998). Av dessa är det endast ett verk, Marieberg reningsverk i Uddevalla kommun, som avyttrar det mesta avloppsslammet till jordbruket. Övriga lägger på deponi, undantag Göteborgs VA-verk (Ryaverket) vars slam används till markbyggnad (ex. golfbanor) och kompostering. Göteborg har under 1999 P-märkt sitt avloppsslam och har således möjligheten att sprida på åkermark i fortsättningen. Skråmsta vattenverk (vattenproduktion ca 13600 Mm³ per år) i Örebro ingick inte i Ömans undersökning

trots att verket överleder sitt kemslam till reningsverket. Skrämsla föll bort i urvalsprocessen p g a att det tillämpar både konstgjord infiltration och kemisk fällning.

1.3 Disponeringsmetoder utomlands

De disponeringsmetoder som tillämpas utomlands för vattenverksslam skiljer sig inte speciellt mycket från svenska metoder. I Tabell 2 finns en sammanställning över huvudalternativen i ett tiotal länder (Blomberg, 1999). Uppgifterna är bland annat hämtade från ett arbetsmaterial från EUREAU kommission 2¹ som försökt samla in information och data om vattenverksslamfrågan i medlemsländerna. Enligt tabellen dominerar landdeponering och överledning till reningsverk. I några länder, bl a Nederländerna och Belgien, används vattenverksslam som råvara vid tegel- och cementtillverkning. I Nederländerna uppgår användningen av slam och andra restprodukter från vattenverk till ca 30 %.

Tabell 2. Avyttring av vattenverksslam i ett tiotal länder utomlands (Blomberg, 1999).

	Land- deponi	Vatten- deponi	Överledning till reningsverk	Tegel och/eller cement- industrin	Inom jordbruk	Mark- byggnad
Sverige	x	X	X			
Norge	x	X	X			
Finland			X			
Danmark	X		X			
Storbritannien	X		X	x	x	x
Nederländerna	X			X		
Tyskland	X		X	x	x	x
Belgien	X			X		x
Luxemburg			X	X		
Spanien	X					
Portugal	X					
USA	X	X	x		x	

X = dominerande disponeringsalternativ

x = alternativ som också tillämpas fast i mindre utsträckning

1.4 Framtida slamhantering

Syftet med den nu snart tio år gamla utredningen om vattenverksslam från VAV (P67, 1990) var bl a att visa olika tekniska metoder samt presentera alternativ till traditionella lösningar. Trots att det snart gått ett decennium är det i princip samma metoder som diskuterades då som idag. Utsläpp till vattentäkt och överledning nämns som de vanligaste metoderna. Alternativa metoder, utöver överledning, vatten- och landdeponi, som beskrivs i skriften är användning inom jord- och skogsbruk, inarbetning i mark, användning som markbyggnad (vägslänter, bullervallar, fyllnadsmaterial) och återvinning av aluminium. Att det inte har skett någon större förändring av hanteringen beror med största sannolikhet på att svenska miljömyndigheter har haft låga krav på slam från vattenverk.

¹ En relativt nybildad kommission i samband med sammanslagningen av EUREAU och European Waste Water Group (EWWG).

1.4.1 Gårdagens alternativ

Utledning av vattenverksslam till vattentäkt, den vanligaste metoden i Sverige sett till producerad vattenmängd, torde på sikt upphöra som gängse behandlingsmetod i Sverige, vilket bl a sker på många håll i USA (AWWARF, 1995). I övriga Europa tillämpas som regel inte utledning till vattentäkt p g a redan hårt belastade recipienter. Statliga miljömyndigheter i Sverige har haft en ganska mild syn på denna metod och i dagsläget finns ingen antydning om nationellt striktare krav. Däremot förekommer påtryckningar och uppmaningar från kommunala miljömyndigheter och allmänheten (d v s vattenverkens konsumenter) på vissa håll i landet. Ett annat exempel är Stockholm Vatten som vill upphöra med utsläppen till Mälaren bl a för att slammet börjar bli ett fysiskt problem där det ligger.

Enligt Renhållningsförordningen (1998:902) klassas vattenverksslam som avfall (se Bilaga II). I svar (daterat 1999-12-02) på förfrågan av VAV angående vattenverksslam och den nya avfallsskatten (1999:673) som träder i kraft 2000-01-01 uppgav Riksskatteverket att utsläpp av vattenverksslam till vattentäkt ej omfattas av skatten.

Enligt Tabell 1 är deponering av vattenverksslam på avfallsupplag ganska ovanligt. Under definitionen "Övrigt" förekommer dock olika typer av behandlingsmetoder, exempelvis avvattning av slam i en torvmosse vid Ringsjöverket i Skåne. Enligt Riksskatteverkets preliminära tolkning av avfallsskatten omfattas vattenverksslam som behandlas i slamlagun, slamtorkbädd och vassbäddar om behandlingen uppgår till mer än 3 år. Den kommande avfallsskatten torde inte öka andelen deponerat vattenverksslam, snarare minska.

1.4.2 Morgondagens alternativ

Även om det inte har hänt något revolutionerande med hanteringen av vattenverksslam under decenniet så har kunskaperna om disponeringsmetoder trots allt förflyttats framåt några steg.

Under 90-talet har försök med återvinning av fällningskemikalien i vattenverksslam enligt KREPRO-konceptet testats (Pettersson m fl, 1994). Försöket visade dock att det är svårt att erhålla en metall- och organiskt ren råvara (alunit, $\text{MeAl}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$). Vidare är metoden kemikalie- och energikrävande samt att den genererar nya slam som måste omhändertas. I USA (Durham, North Carolina) finns en fullskalanläggning i drift sedan några år tillbaka med en enklare återvinningsteknik (Cornwell & Rolan, 1999). I KREPRO-konceptet är tanken att upparbeta vattenverksslammet till alunit som därefter vidareförädlas till fällningskemikalie vid Kemiras anläggning i Helsingborg. I Durham blandas vattenverksslam med svavelsyra i en tank på plats vid vattenverket. Vattenverket producerar ca 2 ton ts/dygn vilket motsvarar ungefär 40 % av Stockholm Vattens totala produktion. Klarfasen, Al-lösningen, pumpas till ett mellanlager och det olösta materialet avvattnas m h a centrifug. Det avvattnade sura slammet blandas med kalk och deponeras. Den återvunna Al-lösningen används på vattenverket med gott resultat.

I USA har man även testat att selektivt avskilja aluminium ur vattenverksslam m h a kompositmembran (AWWARF, 1997; Sengupta & Shi, 1992). Metoden fungerar enligt följande: 1) surgöring med svavelsyra 2) selektiv sorption av Al (III) på komposit

membranet 3) regenerering av det Al (III) laddade membranet med utspädd svavelsyra som bildar aluminiumsulfat som sedan kan användas som fällningskemikalie.

Att kunna återvinna den aktiva substansen i fällningskemikalien är naturligtvis en delikat lösning och metoden har testats på flera sätt. Utöver de tre nämnda alternativen finns ett vattenverk i Nederländerna (Heerenveen i provinsen Friesland) som framställer järnklorid av järnhaltigt vattenverksslam och saltsyra. Produkten transporteras till avloppsreningsverket där det används vid avvattnings av avloppsslam (muntlig uppgift från Koppers, 1997).

I EUREAU-sammanställningen förespråkas användning (re-use) av vattenverksslam. Med användning nämns jordbruk och tegelstenstillverkning som goda exempel. Användning av vattenverksslam som råmaterial vid cement- och tegelstenstillverkning är ett ganska nytt användningsområde, som inte togs upp i VAV-rapporten. Som tidigare nämnts tillämpas metoden kommersiellt i ett par europeiska länder. Enligt en rundringning av Cement- och Betong Institutet, CBI, kräver cementtillverkarna i Sverige stora mängder aluminiumhaltigt slam för att det ska vara lönsamt med en produktionsomställning (muntlig uppgift från Björn Lagerblad, 1999). Ett annat intressant men föga inventerat återanvändningsområde är markbyggnad, exempelvis vägslänter, bullervallar och fyllnadsmaterial. Vid anläggning av just vägslänter och bullervallar kan vattenverksslammets låga näringsinnehåll komma till nytta för där är det inte önskvärt med frodig växlighet. Beroende på vilka krav som ställs på ett anläggningsarbete skulle slammet kunna användas antingen som ren produkt (i avvattningsform) eller som en komponent i tillverkad jord. Försök med inarbetning av vattenverksslam i mark pågår vid Norsborgs vattenverk (Blomberg, 1999). Efter flera år med upprepade slamgivor (100-200 ton ts/ha, år) är det tänkt att avlägsna det översta matjordskiktet och använda det som anläggningsjord eller dylikt.

Under hösten 1998 stod den första vassbäddsanläggningen för vattenverksslam klar vid Nynäshamns vattenverk. Metoden påminner om torkbäddar som är bevuxna med vass. Bäddarna beskickas med slamvatten (ts ca 1 %) intermittent. Metoden minskar slamvolymen avsevärt och efter 5-8 år slammet färdigbehandlat.

Minskad slamproduktion eller t o m att upphöra med kemisk fällning på vattenverken skulle lösa slamfrågan på ett mycket smidigt sätt. Slamproduktionen är direkt beroende av kemikaliedosen; ju högre dos desto mer slam. Det finns tekniker redan idag som talar för reningsprocesser utan fällningskemikalier bl a membran (ultra- och nanofilter), som är på mycket stark frammarsch bl a i Norge, samt biologiska reningsprocesser.

1.5 VAV:s slampolicy

Nyligen fastslog VAV:s styrelse (1999-12-10) en slampolicy. Den innehåller bl a följande punkter:

- VAV anser att återanvändning av slam med dess näringsämnen på odlad mark är en bra lösning då detta inte ger upphov till restprodukter och då detta sluter kretsloppet mellan stad och land.

- Slam som används på odlad mark ska ha så låga halter av oönskade ämnen att slam ska kunna användas i ett långt tidsperspektiv utan negativ inverkan på människor, djur, markens produktionsförmåga eller omgivande miljö.
- VAV anser att kraven på slammets kvalitet ska baseras på vetenskaplig grund och ska se till att det underbyggda riskberäkningar tas fram

1.6 Slamgödsling på åkermark

Årligen binds ca 6000 ton fosfor i avloppsslam vilket skulle kunna ersätta nästan en tredjedel av den fosfor som nu sprids i form av handelsgödsel på svenska åkermarker. Fosfor är en ändlig resurs och naturtillgångarna har börjat sina. Därför finns en drivkraft att återanvända fosfor i slammet. Utifrån jordbrukets kretsloppsperspektiv är det önskvärt att de ämnen som lämnar jordbruket som livsmedel i möjligaste mån återförs till marken (LRF, 1998). Dessa två faktorer är bakgrunden till slamgödsling på åkermark i Sverige.

Men avloppsslammet innehåller inte bara växtnäring utan också föroreningar från industrier, hushåll och gator. Avloppsslammets innehåll av icke önskvärda ämnen var orsaken till att användningen av slam som gödselmedel minskade kraftigt på initiativ av LRF 1989. Efter överenskommelsen mellan LRF, Naturvårdsverket och VAV 1995 om renare slam kan numera det slam som klarar vissa begränsningsvärden spridas till livsmedelsgrödor. Målet är att slam från reningsverken successivt skall bli allt renare (det så kallade 5 % målet). (LRF, 1998).

2 Vattenverksslammets sammansättning och ursprung

2.1 Svenska ytvatten

Enligt dricksvattenkungörelsen (SLV 1993:35) ställs särskilda vattenkvalitetskrav på ytvattentäkter ämnade för dricksvattenproduktion, bl a metallinnehållet, vilket framgår av Tabell 3. Gränsvärden är bindande och får, med hänsyn till vissa tillåtna avvikelser, ej överskridas. Riktvärden är ej bindande men bör eftersträvas och om möjligt underskridas. Motivet till valda kvalitetsparametrar framgår inte i kungörelsen men enligt §4 skall råvattnet "...vara av sådan beskaffenhet att det genom ändamålsenliga och tillförlitliga metoder kan beredas till dricksvatten". Det är samma parametrar som reglerar vattenkvaliteten i dricksvatten i kungörelsen. De flesta är kommenterade, dock inte alla (ex. antimon, nickel, selen och silver), och som regel är gränsvärdena kopplade till hälsorisker.

Tabell 3. Rikt- och gränsvärden för metaller i råvattentäkter ämnade för dricksvattenproduktion enligt dricksvattenkungörelsen (SLV 1993:35). Enhet: µg/l.

Ämne	Riktvärde	Gränsvärde
Aluminium, Al	100	-
Antimon, Sb	-	10
Arsenik, As	-	10
Barium, Ba	-	1000
Bly, Pb	-	10
Järn, Fe	1000	2000
Kadmium, Cd	0,1	1
Koppar, Cu	50	-
Krom, Cr	10	50
Kvicksilver, Hg	0,1	1
Mangan, Mn	300	-
Nickel, Ni	10	50
Selen, Se	-	10
Silver, Ag	-	10
Zink, Zn	-	1000

- Finns inget värde

I Tabell 4 finns uppgifter om metallinnehåll i råvattnet från tolv svenska vattenverk (VAV, 1990). Det förekommer en viss spridning i halterna, men halterna är i de flesta fall under eller strax över detektionsgränsen vilket ökar mätosäkerheten markant. Jämfört med halterna i Naturvårdsverkets riksinventering av sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999), Tabell 5, är halterna i Tabell 4 något förhöjda. Särskilt kopparhalten avviker från riksinventeringen, där den uppgick till 3 µg/l (vid 90:e percentilen) vilket skall jämföras maxhalten 10 µg/l. I VAV-undersökningen konstaterade man att råvattenprovet vid några vattenverk passerade ett kopparrör vid provtagning. Samtliga råvatten underskrider dock uppsatta gränsvärden enligt Livsmedelsverkets kungörelse, Tabell 3. I Tabell 5 ges en sammanfattning av de halter i svenska vatten, både sjöar och vattendrag, som kan anses vara normala i vatten som inte är sura (pH>6,0) eller påverkade av lokala källor. I Tabell 6 presenteras halter som kan anses normala i sura vatten (pH<6,0).

Tabell 4. Metallhalter i råvatten vid tolv svenska ytvattenverk. Provtagning vid ett tillfälle. (Källa: VAV P67, 1990).

Kommun	As	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Eda	<0,3	<0,02	<0,1	<0,1	4	0,05	0,4	<0,3	10
Gällivare	<0,3	<0,02	<0,1	<0,1	1,4	<0,05	<0,1	<0,3	<5
Göteborg	<0,3	<0,02	0,1	<0,1	3,6	<0,05	0,4	<0,3	10
Härnösand	0,6	<0,02	0,2	<0,1	1,4	<0,05	0,8	<0,3	<5
Karlskrona	0,5	0,04	0,3	0,3	0,7	0,05	0,6	0,5	<5
Norberg	0,5	<0,02	<0,1	<0,1	7,6	0,05	<0,1	1,2	5
Norrköping	<0,3	<0,02	<0,1	<0,1	6,3	<0,05	0,7	0,3	5
Norrvatten	0,6	<0,02	<0,1	<0,1	7	<0,05	3,1	0,3	<5
Piteå	0,6	<0,02	0,3	<0,1	0,5	<0,05	<0,1	<0,3	<5
Stockholm	0,5	<0,02	0,3	<0,1	10	<0,05	3	0,4	<5
Sydvatten	0,6	0,03	0,2	<0,1	1,9	0,05	0,9	0,9	<5
Växjö	<0,3	<0,02	<0,1	<0,1	0,7	0,05	<0,1	<0,3	10
Max	0,6	0,04	0,3	0,3	10	0,05	3,1	1,2	10
Min	<0,3	<0,02	<0,1	<0,1	0,5	<0,05	<0,1	<0,3	<5
Medel	0,39	0,01	0,14	0,07	3,76	0,04	0,84	0,38	4,79

Tabell 5. Metallhalter ($\mu\text{g/l}$) i svenska vatten, opåverkade av lokala källor och ej sura ($\text{pH}>6,0$). Intervallen har bestämts utifrån 10:e och 90:e percentilerna för sjöar och vattendrag i Sverige. Källa: Naturvårdsverket, 1999.

Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	Co	As	V
0,2-3	0,3-9	0,003-0,06	0,04-0,6	0,05-0,9	0,1-2	0,01-0,4	0,06-0,6	0,04-0,8

Tabell 6. Metallhalter ($\mu\text{g/l}$) i sura vatten ($\text{pH}<6,0$). Intervallen har bestämts utifrån 10:e och 90:e percentilerna för sura sjöar och vattendrag i Sverige. Extremvärden utgörs av maxvärden. Källa: Naturvårdsverket, 1999.

Metall	Normalt ($\mu\text{g/l}$)	Extremvärden
Zn	2 –20	>60
Cd	0,02 – 0,1	>0,4
Co	0,02 – 1,0	>2,0

2.2 Innehåll i vattenverksslam

I samband med ett fullskaligt fällningsförsök med järnklorid på Norsborgs vattenverk 1996/1997 kartlades sammansättningen av såväl järnhaltigt som aluminiumhaltigt vattenverksslam (5-6 provtagningar). Resultaten redovisas i Tabell 7. Tabellen har kompletterats med analyser på näringsämnen och totalt och organiskt kol (två mättillfällen under 1998-1999 på avvattnat slam). Jämförelser med avloppsslam görs i avsnitt 3.6 och med svensk åkermark i avsnitt 4.1.

Tabell 7. Metall och näringsinnehåll i vattenverksslam från Norsborgs vattenverk. Järnslammet kommer från ett fullskaleförsök under 1996/1997. (Källa: Blomberg, 1997).

Parameter	Enhet	Aluminiumslam ¹			Järnslam ¹		
		medel	min	max	medel	min	max
Glödförlust, GF	”	47	40	51	49	42	53
Total ko ²	% av TS	16,3	16	16,6	i.u.	i.u.	i.u.
Organiskt ko ²	”	9,3	7,4	11,1	i.u.	i.u.	i.u.
Aluminium	g/kg TS	150	120	190	6,2	3,8	9,6
Järn	”	6,3	6,3	6,3	280	220	370
Bly	mg/kg TS	7,3	5	14	4,1	2,5	5
Kadmium	”	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
Koppar	”	79	56	110	74	55	91
Krom	”	27	12	84	10	6,8	20
Kvicksilver	”	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Mangan	”	520	300	950	330	150	580
Nickel	”	34	23	44	16	9	29
Zink	”	31	27	37	25	18	37
Totalfosfor	% av TS	0,2	0,065	0,28	0,12	0,035	0,18
Totalkväve	”	1,2	0,6	1,8	2,9	1,1	4,5
Kalcium ²	”		0,34	0,64	i.u.	i.u.	i.u.
Kalium ²	”		0,21	0,21	i.u.	i.u.	i.u.
Magnesium ²	”		0,14	0,15	i.u.	i.u.	i.u.
Fosfor P-AL ²	mg/kg TS		11	180	i.u.	i.u.	i.u.
Kalcium Ca-AL ²	”		180	1900	i.u.	i.u.	i.u.
Kalium K-AL ²	”		100	160	i.u.	i.u.	i.u.
Magnesium Mg-AL ²	”		50	73	i.u.	i.u.	i.u.
S:a PCB ²	mg/kg TS		<0,02	0,05	i.u.	i.u.	i.u.
S:a PAH ²	”		<0,3	<0,3	i.u.	i.u.	i.u.
Nonylfenol ²	”		<1	<1	i.u.	i.u.	i.u.
Toluen ²	”		<1	<1	i.u.	i.u.	i.u.

1. Medelvärden av fem (Al) respektive sex (Fe) prov tagna ca en gång per månad under perioden 9610-9704 (slam från sedimentering).
2. Kompletterande analyser vid två mättillfällen under 1998-1999 (avvattnat slam). Toluen ingår ej längre som organiskt indikatorämne i slamöverensskommelsen.
3. i.u.=ingen uppgift

I Tabell 8 redovisas medel, min- och maxvärden i vattenverksslam från elva svenska ytvattenverk (VAV, 1990). Halterna varierade mellan verken, exempelvis bly mellan 5 och 35 mg/kg TS. En fullständig tabell över varje verk återfinns i Bilaga III. Halterna från Stockholm Vattens undersökning (Tabell 7) hamnar med undantag för bly och krom inom min- och maxgränserna i Tabell 8.

Tabell 8 Metallinnehåll (medel, min- och maxvärden) i vattenverksslam från elva olika vattenverk i Sverige (VAV P67, 1990). Enhet: mg/kg TS.

	Arsenik	Kadmium	Krom	Kobolt	Koppar	Kvicksilver	Nickel	Bly	Zink
Medel	7,4	0,2	37	3,7	64	0,2	20	18	91
Min	2,5	0,05	24	1,3	21	0,05	7	5	20
Max	16	0,32	53	10,1	145	0,4	58	35	185

Stickprovtagning vid ett tillfälle.

2.2.1 Organiskt material

Organiskt material kan definieras och mätas på olika sätt. Mått som används är bl a glödförlust, organiskt kol, total kol, mullhalt och kemiskt syreförbrukande ämnen, COD_{Cr}. I Tabell 9 redovisas några av dessa för vattenverksslam. Uppgifterna är hämtade från olika undersökningar och därför skall inte absolutvärdena jämföras direkt med varandra. Av enkelhetens skull brukar man använda glödförlusten som ett mått på organiskt material, d v s den mängd som avgår vid upphettning till 550 °C. Men enligt VAV-utredningen (1990) ger glödförlusten i vattenverksslam för höga värden eftersom aluminiumhydroxid (Al(OH)₃) övergår till aluminiumoxid i analysen. För att kompensera för denna vattenförlust har följande formel tagits fram vid Norrvatten:

$$\text{Organisk halt i slammet (\% av TS)} = \text{Glödförlust (\% av TS)} - \text{Al-halt (\% av TS)}$$

Tabell 9. Organiskt material i vattenverksslam mätt på olika sätt (Källa: VAV P67, 1990 och opublicerade data från Stockholm Vatten, se Tabell 7).

Parameter	Vattenverksslam (Al-haltigt) (% av TS)
Glödförlust	45-65
”Organiskt material” ≈ kompenserad glödförlust	31-52
Organiskt kol	7-11
Total kol	16-17
Kemiskt syreförbrukande ämnen, COD _{Cr}	25-74

2.3 Fällningskemikalier i Sverige

I Sverige används i huvudsak aluminiumsalter som fällningskemikalier vid vattenverken, främst aluminiumsulfat men även polyaluminiumkloridprodukter (ex PAX-XL60 m fl). Sydvattnens vattenverk Ringsjöverket är en av få vattenverk som fäller med järnklorid.

Kemira Kemi AB är den största leverantören av fällningskemikalier till vattenverk i Sverige. De har ca 80 % av marknaden (pers. komm. Jarl Söderholm, Kemira Kemwater). Fördelningen av deras produkter är som följer: ALG (77%), PAX-16 (8%), PIX-111 (8 %-bara Sydvattnen), PAX-18 (4 %) samt PAX XL60 (3 %). Produktbladen för respektive produkt finns i Bilaga IV.

2.3.1 Gränsvärden för metallinnehåll i fällningskemikalier

Metallinnehållet i dricksvattenkemikalier regleras enligt Livsmedelsverkets kungörelse (FS 1993:15), vilket framgår av Tabell 10 som även inkluderar metallinnehållet i Kemiras tre mest sålda fällningskemikalier. Metallerna (arsenik, bly, kadmium, kvicksilver och krom) är valda med hänsyn till hälsomässig betydelse samt för vilka det finns risk för att gränsvärdena i dricksvattnet påverkas. Vid beräkning av de högsta tillåtna halterna i Tabell 10 har hänsyn tagits till maximala doser som kan förekomma av vanligt förekommande beredningskemikalier (d v s fällningsmedel som aluminium- och järnsalter samt alkaliseringsmedel, främst kalkprodukter). Vidare att hela föroreningsmängden antas passera beredningsprocesserna samt att tillskottet av föroreningar till dricksvattnet får utgöra högst 10 procent av lägsta gränsvärde för respektive ämne.

Som synes av tabellen så ligger metallinnehållet i Sveriges vanligaste fällningskemikalier långt under uppsatta gränsvärden. Jämförelser har gjorts på mg metall/kg produkt. Denna jämförelse blir egentligen felaktig då den aktiva substansen, dvs Al^{3+} och Fe^{3+} , varierar (se fotnot i Tabell 10). Enligt svensk standard för processkemikalier för beredning av dricksvatten anges maxhalterna i just mg/kg aktiv substans, exempelvis Al(III). Där anges även tre olika renhetsklasser. Standarden för aluminiumsulfat (SS-EN 878) och järnklorid (SS-EN 888) reglerar åtta metaller; As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb, Se.

Tabell 10. Gränsvärde för maximal metallhalt i beredningskemikalier enligt Livsmedelsverket (§10 i FS 1993:35) samt maxhalterna i tre vanliga fällningskemikalier vid svenska vattenverk (enligt produktblad från Kemira Kemwater).

Parameter	Maxhalt enligt SLV (mg/kg)	Maxhalt ALG ¹ (mg/kg)	Maxhalt PAX-16 ² (mg/kg)	Maxhalt PIX-111 ³ (mg/kg)
Arsenik, As	10	0,05	0,1	0,1
Bly, Pb	10	1,0	0,3	0,5
Kadmium, Cd	1	0,5	0,04	0,03
Krom, Cr	20	0,5	1,0	8
Kvicksilver, Hg	0,5	0,05	0,01	0,03

1) 9,1 % Al^{3+} 2) 8,2 % Al^{3+} 3) 13,7 % Fe^{3+}

2.4 Fällningskemikalien respektive ytvattnets metallbidrag

Vattenverkslammets innehåll härrör från två huvudkällor; råvattnet och fällningskemikalien. Något annat tillskott sker inte på verket. I Tabell 11 har gjorts ett försök att jämföra metalltillskottet vid rening av 1 m³ vatten, dels det naturliga metallinnehållet i råvattnet och dels från fällningskemikalien. Beräkningarna baseras på uppgifterna om råvattenkvalitet och ALG-dosering från de elva vattenverken i VAV P67 (1990). ALG-doseringen uppgick i medeltal till 47 g/m³ och maxvärdet 80 g/m³. För att åskådliggöra detta har kvoten mellan metallbidraget från ALG:n (Me_{ALG}) och metallinnehållet i ytvatten (Me_{YT}) beräknats på två sätt: 1) medelvärde på Me_{ALG} / medelvärde på Me_{YT} och 2) maxvärdet på Me_{ALG} / medelvärde på Me_{YT} . Alternativ 2 får representera ett sk värsta-fall-scenario.

Tabell 11. Metallinnehåll i svenska ytvatten (medelvärde av tolv råvattentäkter (VAV, 1990)) samt metallbidraget från fällningskemikalien (aluminiumsulfat, typ ALG) vid rening av 1 m³ vatten under förutsättning att hela metallinnehåll hamnar i vattnet (och därefter i slammet). Enhet: µg/l.

Metall	Svenska ytvatten ¹	ALG-dosering ²		Kvot (Me _{ALG} /Me _{YT}) ³	
	Medel	Medel (47 g ALG/m ³)	Max (80 g ALG/m ³)	Medel	Max
As	0,39	<0,0023	<0,004	<0,6%	<1%
Pb	0,01	<0,023	<0,04	<230%	<400%
Cd	0,14	<0,0023	<0,004	<1,6%	<3%
Co	0,07	<0,023	<0,04	<33%	<57%
Cu	3,8	<0,023	<0,04	<0,6%	<1,1%
Cr	0,04	<0,023	<0,04	<58%	<100%
Hg	0,84	<0,0023	<0,004	<0,3%	<0,5%
Ni	0,38	<0,023	<0,04	<6,1%	<11%
Zn	4,8	0,0276	0,048	0,6%	1%

1. Medelvärdet i ytvattnet vid elva vattenverk (se Tabell 4)
2. Medel och maxvärde på metallbidraget från ALG-dosering vid rening av 1 m³ vid de elva vattenverken (VAV, 1990). Metallhalten i ALG är hämtad från Kemira Kemwaters produktblad, 9812.
3. Kvot mellan metallbidrag från ALG vid rening av 1 m³ vatten och metallinnehåll i ytvatten

2.4.1 Diskussion

Jämförelsen försvåras p g a låga metallhalter i ALG:n, som ligger under detektionsgränsen. Medelhalten för samtliga metaller utom zink är angivna som mindre än (<0,5 eller <0,05 mg/kg) enligt Kemiras produktblad (BilagaV). Detta är förklaringen till alla ”mindre än” värden i Tabell 11. Trots detta kan man konstatera att merparten av metallerna i vattenverksslammets kommer från ytvattnet. I de flesta fall är metallbidraget från råvattnet ca 100 gånger större än bidraget från fällningskemikalien. Undantag är bly, krom och kobolt (fallande ordning). På grund av ”mindre än” värden går det dock inte att bedöma vilken källa, fällningskemikalien eller ytvattnet, som ger det största bidraget av dessa tre metaller till vattenverksslammets.

3. Påverkan i reningsverket

Detta avsnitt baseras främst på fakta och erfarenheter från en enkätundersökning som gjorts bland de elva största vattenverken som överleder slam till reningsverk (Öman, 1998), fullskaleförsök vid Bromma reningsverk våren 1998 samt pågående försök med överledning från Norsborgs vattenverk till Himmerfjärdens reningsverk.

3.1 Effekter på ledningssystem

Det vanligaste sättet att transitera vattenverksslammet från vattenverk till reningsverk är via befintlig spillvattenledning. Det finns dock vattenverk med separat ledning för vattenverksslammet, bl a i Arvika och Oslo (Norge).

Enligt enkätundersökningen har två av elva verk haft problem med utfällningar och igensättningar i den gemensamma spillvattenledningen. Det tycks inte finnas någon koppling till varken ledningslängden eller typ av fällningskemikalie. Däremot verkar slambelastningen ha betydelse. I fall med stor andel vattenverksslam jämfört med spillvatten har problem med igensättningar uppstått.

I samband med överledningen från Norsborgs vattenverk till Himmerfjärdens reningsverk kommer uppföljning av svavelväte göras i en del av ledningsnätet där problem uppstått tidigare. Det finns en förhoppning om att problemet skall försvinna genom ökar omsättning i ledningen. I Holland används järnhaltigt vattenverksslam i ledningar och rökammare för att binda svavelväte.

3.2 Effekter på försedimentering och biosteg i reningsverken

En viktig och intressant frågeställning är huruvida vattenverksslammet kan minska fällningsdosen i avloppsverket m a p fosforreduktion. I det väldokumenterade fullskaleförsöket på Bromma (Öman, 1998), där färskt vattenverksslam doserades till inkommande vatten, konstaterades en avskiljningseffekt på löst fosfor som motsvarade en sänkt fällningsdos från 8 till 6 g Fe/m³. Även fällningsförsök med vattenverksslam på avloppsvatten i lab- och fullskala har kommit till liknande slutsatser, d v s att vattenverksslam kan till viss del avskilja löst fosfor (Ödegård & Nordstoga, 1976; Karlsson, 1984; Blomberg, 1997). I följande fall har ovanstående observationer inte bekräftats.

Driftingenjören på Uddevalla reningsverk ansåg att kemikaliedoseringen till förfällningen kunnat minskas till följd av vattenverksslammet. En annan källa på samma verk uppgav att det ibland var problem med förfällningen till orsak av vattenverksslammet och att mer fällningskemikalier måste tillsättas vid dessa tillfällen. Karlshamns kommun är osäkra på om vattenverksslammet bidrar till kemisk avskiljning av fosfor i reningsverket. Finspångs kommuner hade en uppfattning om att vattenverksslammet inte ledde till mindre fällningsdoser utan snarare motsatsen.

I pågående försök med överledning av slam från Norsborgs vattenverk till Himmerfjärdens reningsverk har man inte sett någon effekt på förfällningsdosen (juni-november 1999), varken positiv eller negativ.

I Brommaförsöket (Öman, 1998) förändrades inte avskiljningen av suspenderad substans, kemiskt syreförbrukande ämnen eller totalfosfor över försedimenteringen. Tillförseln av vattenverksslam hade en positiv effekt i biosteget då filamenthalterna sjönk och slamegenskaperna förbättrades. Ingen påverkan på nitrifikationshastigheten konstaterades.

3.3 Effekter på rötningsprocessen

Sju av elva intervjuade reningsverk rötar slammet. Vad det beträffar eventuella förändringar i rötningsprocessen till följd av tillförsel av vattenverksslam har samtliga reningsverk uppgett att inga märkbara effekter har noterats. Borås reningsverk har dock noterat att det föreligger variationer i utrötningsgraden, men det är, enligt uppgift, oklart vad som orsakar dessa variationer. Processingenjören antar att det är variationer i tillförseln av avloppsvatten från textilindustrin som är orsak till variationerna.

I Brommaförsöket (Öman, 1998) kunde inte vattenverksslammets påverkan på rötningen klargöras.

3.4 Effekter på avvattningen

Rent vattenverksslam är svårare att avvattna än rent kommunalt avloppsslam. Centrifugerat vattenverksslam når som bäst 20-25 % ts, oftast lägre. Därför skulle det kunna finnas en risk att avloppsslammets ts-halt sjunker vid överledning av vattenverksslam. Enligt enkätundersökningen är det bara Karlshamn som haft stora problem med avvattningen. Enligt arbetsledaren berodde problemet snarare på en föravvattnare med dålig kapacitet än vattenverksslammets.

Himmerfjärdsverket har i samband med pågående försök med att ta emot halva Norsborgsverkets slamproduktion (ca 1,5 ton ts/dygn) noterat ett ökat polymerbehov i slutavvattningen. Ts-halten har dock inte förändrats under försöksperioden.

3.5 Belastning

Att överleda vattenverksslam ökar den totala slammängden på reningsverken. Hur mycket beror på storleksförhållandet mellan vattenverk och reningsverk samt vilken behandlingsmetod som tillämpas på vattenverket (exempelvis kemisk fällning och luftning). En sammanställning av slammängderna vid tio vatten- och avloppsreningsverk redovisas i Tabell 12, där även beräknade slammängder för Stockholms vattenverk ingår, om de skulle tillämpa metoden i praktiken. Enligt tabellen varierar andelen vattenverksslam i avloppsslammet mellan <1 och 20 %. Dessa siffror skall dock tas med en viss försiktighet. Få, om ens några verk, mäter slamproduktionen på vattenverken utan siffrorna i tabellen baseras på beräkningsmetoder utifrån kemikaliedos och vattenkvalitet (Warden, 1983). Om reningsverken rötar sitt slam sker en minskning av slamvolymen vilket i sin tur påverkar kvoten vattenverksslam (vvs) / avloppsslam (ars). Hänsyn har inte tagits till denna slamminskning i tabellen, med undantag för Stockholm Vatten fallet där en 30%-ig utrötningsgrad av det organiska materialet antagits.

Tabell 12. Intervjuade vatten- och reningsverk och uppgifter om använd fällningskemikalie samt andelen vattenverksslammet relativt slamproduktionen på reningsverket (reviderade uppgifter från Öman, 1998).

Kommun	Fällningskemikalie		Producerad mängd ¹ (ton TS/år)		Andel VVS (%)
	VV	ARV	VV	ARV	
Göteborg	Al	Fe	1266 ²	16850 ²	7,5
Arvika	Al	Fe	30	500	2
Borås	Al	Al	125	2700	5
Finspång	Al	Al	30	4000	<1
Härnösand	Al	Al	100	3800	3
Karlshamn	Al	Fe	100	500	20
Lidköping	Al	Fe	50	1300	4
Sandviken	Al	Al	100	1000	10
Uddevalla	Al	Fe	150	4 000	4
Växjö	Al	Fe	100	1500	7
<i>Stockholm³</i>					
<i>Norsborg</i>	<i>Al</i>	<i>Fe</i>	<i>1000</i>	<i>6350</i>	<i>14⁴</i>
<i>Lovö</i>	<i>Al</i>	<i>Fe</i>	<i>800</i>	<i>5500</i>	<i>12⁴</i>

1. Uppgifter på avloppsslammängder är hämtade från enkäten (uppgifter från resp. kommun). Vattenverksslammängderna är beräknade utifrån fällningsdosens storlek och råvattnets enligt Warden, 1983.

2. Uppgift från internrapport, GRYAB (Nordén & Engdahl, 1995). Vattenverksslammet kommer från två vattenverk: Alelyckan och Lackarebäck

3. Försök pågår! Norsborg avser överledning till Himmerfjärden (SYVAB) och Lovö till Bromma reningsverk (SVAB).

4. Här har hänsyn tagits till en 30%-ig utrotningsgrad av det organiska materialet i vattenverksslammet.

Likväl som att den totala slammängden ökar på reningsverket vid överledning av vattenverksslam ökar även metallbelastningen, liksom mängden organiskt material och näringsämnen. I Tabell 13 har teoretiska beräkningar gjorts för Bromma reningsverk vid mottagning av vattenverksslam från Lovö vattenverk. Den största ökningen skulle ske av aluminium, som nästan tredubblas. Övriga metaller som signifikant ökar är mangan, nickel och krom (i fallande ordning). För övriga metaller är förändringen inte mätbar. Vattenverksslammet bidrar med ca 10% organisk material (mätt som glödförlust).

Tabell 13 Årlig mängd (kg/år) metaller, organiskt material samt kväve och fosfor i rötslam vid Bromma reningsverk före och efter mottagning av vattenverksslam (vvs) från Lovö vattenverk (teoretiska beräkningar).

Parameter	VVS ¹	Rötslam ²	Rötslam+vvs	Mängdändring rötslam ⁴
Torrsubstans	800 000	5 500 000	6 200 000 ³	12%
Organiskt (GF)	340 000	3 300 000	3 500 000 ³	10%
Aluminium	120 000	65 000	190 000	178%
Järn	5	500	500	Ej signifikant
Bly	5	210	210	Ej signifikant
Kadmium	0,1	7,7	7,8	Ej signifikant
Koppar	60	2 300	2 400	Ej signifikant
Krom	20	160	180	14%
Kvicksilver	0,04	6,6	6,6	Ej signifikant
Mangan	410	1 100	1 500	38%
Nickel	30	120	150	22%
Zink	25	3000	3 000	Ej signifikant
Total fosfor	1 200	180 000	180 000	Ej signifikant
Total kväve	9 400	250 000	260 000	4%

1) Baserat på medelvärden för Norsborgs vattenverk från 1996/1997 (4-6 prov)

2) Uppgifter hämtade från Stockholm Vattens Miljörapport 1998

3) Metallhalt i tänkt rotat vattenverksslam (30 %-ig utrottningsgrad av det organiska materialet har antagits)

4) Kvoten ((mängd_{efter}-mängd_{före})/mängd_{före})

3.6 Biomullens kvalitet

3.6.1 Enhet mg/kg TS

Enligt SFS 1993:1271 finns uppsatta metallkrav på slam för jordbruksanvändning och grönytor. Enheten är mg/kg torrsubstans. Kraven framgår av Tabell 14 som även redovisar metall- och näringsinnehåll (mg/kg TS) i Brommas rötslam med och utan vattenverksslam från Lovö vattenverk. Trots att mängderna kommer att öka vid Bromma reningsverk vid överledning av vattenverksslam (Tabell 13) resulterar detta i minskade metallhalter i rötslammet (Tabell 14), med undantag för aluminium, mangan, och nickel. Mängdökningar om 10-12 % påverkar m a o inte metallinnehållet mätt som mg/kg TS, istället sker en utspädning. Detta har även Göteborgs VA-verk konstaterat (Nordén & Engdahl, 1995). I deras fall är bidraget av mangan, bor och arsenik från vattenverksslammet till Ryaverkets slam större än vad som motsvaras av totala bidraget av torrsubstans (TS).

Organiska miljöfarliga ämnen i vattenverksslam har analyserats vid endast två tillfällen. Vid båda tillfällena låg halterna av PAH, nonylfenol och toluen (ingår ej längre som organiskt indikatorämne i slamöverenskommelsen) under detektionsgränsen. Nordén & Engdahl, (1995) har noterat mätbara halter av 4-toluen och nonylfenol i Göteborgs vattenverksslam. PCB (s:a) uppmättes däremot till 0,05 mg/kg TS vid det ena tillfället och under detektionsgränsen (<0,02 mg/kg TS) det andra tillfället. Denna spridning gör följande beräkningar något osäkra. Räknat på halten 0,05 mg/kg TS skulle vattenverksslammet öka tillförseln av PCB till Bromma med ca 7 % (från ca 600 g/år

till ca 650 g/år). Halten i Brommas rötslam skulle därmed minska från 0,11 mg/kg TS till 0,10 mg/kg TS. Gränsvärdet enligt SFS 1993:1271 är 0,4 mg/kg TS. Räknat på halten 0,01 mg/kg TS (0,02/2) blir ändringen obetydlig. Även fosforhalten i rötslammet späds ut av vattenverksslammet, med ca 10 %.

Tabell 14 Metall- och näringsinnehåll och (mg/kg TS) i Bromma reningsverks rötslam inklusive och exklusive vattenverksslam (vvs) från Lovö vattenverk.

Parameter	Rötslam ¹	Rötslam + vvs ²	Haltändring ³	Gränsvärde (SFS 1993:1271)
Organiskt (GF)	600 000	580 000	Ej signifikant	
Aluminium	12 000	30 000	147%	
Järn	90 000	81 000	-10%	
Bly	38	35	-9%	100
Kadmium	1,4	1,3	-10%	2
Koppar	420	380	-9%	600
Krom	28	28	Ej signifikant	100
Kvicksilver	1,2	1,0	-11%	2,5
Mangan	200	240	23%	
Nickel	22	24	9%	50
Zink	540	480	-10%	800
Total fosfor	32 000	29 000	-10%	
Total kväve	45 000	42 000	-8%	

1. Uppgifter hämtade från Stockholm Vattens Miljörapport 1998
2. Baserat på medelvärden för Norsborgs vattenverk från 1996/1997 (4-6 prov)
3. Kvoten ((halt_{efter}-halt_{före})/halt_{före})

3.6.2 Enhet mg/kg P

Om man istället räknar om metallinnehållet från mg metall/kg TS till enheten mg/kg P ändras halterna markant i såväl vattenverksslam som i rötslam (Tabell 15). På grund av det låga fosforinnehållet blir halterna högre i vattenverksslammet jämfört med rötslam. För flertalet metaller är denna ökning inom felmarginalen för analys och beräkningar.

Tabell 15 Metallinnehåll (mg/kg P) i Bromma reningsverks rötslam, inklusive och exklusive vattenverksslam (vvs) från Lovö vattenverk.

Parameter	VVS ¹	Rötslam ²	Rötslam+vvs	Haltändring ³
Aluminium	93 000 000	380 000	1 000 000	176%
Järn	4 000 000	2 800 000	2 800 000	Ej signifikant
Bly	4300	1200	1200	Ej signifikant
Kadmium	88	44	44	Ej signifikant
Koppar	50000	13000	13000	Ej signifikant
Krom	17000	880	990	13%
Kvicksilver	31	38	37	Ej signifikant
Mangan	330000	6200	8400	37%
Nickel	21000	690	840	22%
Zink	20000	17000	17 000	Ej signifikant

1. Baserat på medelvärden för Norsborgs vattenverk från 1996/1997 (4-6 prov)
2. Uppgifter hämtade från Stockholm Vattens Miljörapport 1998
3. Kvoten ((halt_{efter}-halt_{före})/halt_{före})

4. Påverkan på åkermark och gröda

4.1 Jämförelse mellan vattenverksslam och naturlig svensk åkermark

Avsnitt 2.4 visade att vattenverksslammets innehåll i huvudsak kommer från naturen, dvs råvaran vid dricksvattenframställning. Vidare är det konstaterat att vattenverksslam är en betydligt renare produkt än rötslam (mätt som mg metall/kg TS).

I Tabell 16 görs en jämförelse mellan ett typiskt svenskt vattenverksslam (dvs medelvärde i vattenverksslam från elva olika vattenverk i Sverige, VAV P67, 1990) och matjorden i en svensk åkermark (medelvärde från Naturvårdsverkets rapport Nr 4778). Med undantag för kadmium är halterna högre i vattenverksslammet men med tanke på att det är olika laboratorier som gjort analyserna vid olika analystillfällen, torde skillnaden inte vara signifikant för merparten av metallerna. Jämförelser har även gjorts mellan slam från Norsborgs vattenverk (Blomberg, 1997) och medelvärden för matjorden i en åkermark i Stockholms län (Tabell 16). Den visar att vissa metallhalter är t o m lägre i vattenverksslam än i matjorden, nämligen bly, kadmium, krom, kvicksilver och zink. Dahlin konstaterar i litteraturstudien (avsnitt 4.2.2) att metallhalterna ofta är högre i vattenverksslam än i jord vilket är fallet enligt amerikanska studier. I Sverige är förhållandena annorlunda. Jonsson (1995) konstaterade i sin studie att innehållet av bly, kadmium, krom, kobolt och zink i vattenverksslam låg i nivå med eller under de halter som är normala i odlade jordar. Koppar och nickel låg däremot något över. Vidare visar Tabell 16 att vattenverksslam innehåller mer fosfor och organiskt kol än den svenska matjorden.

Tabell 16 Metall, fosfor och organiskt kol i vattenverksslam och matjorden i en svensk åkermark (medelvärden). Enhet: mg/kg TS.

Ämne	Svenskt vattenverksslam ¹	Matjord i svensk åkermark ²	Vattenverksslam fr. Norsborgs vv ³	Matjord i Stockholms län ²
pH	6,5	6,3	6,7	6,3
Organiskt kol	i.u.	3,6	9,3	2,7
Totalfosfor	1100	820	1600	920
Bly	18	17,1	7,3	20
Kadmium	0,18	0,23	0,2	0,27
Koppar	64	14,6	79	25
Krom	37	20,5	27	35
Kvicksilver	0,16	0,043	0,05	0,061
Mangan	i.u.	420	520	387
Nickel	20	12,5	34	i.u.
Zink	91	59	31	84

1. Metallinnehåll (medelvärde) i vattenverksslam från elva olika vattenverk i Sverige (VAV P67, 1990).
2. Källa: Naturvårdsverket nr 4778
3. Baserat på medelvärden för Norsborgs vattenverk från 1996/1997 (4-6 prov). (Blomberg, 1997)

4.2 Litteraturstudie om jordbruksanvändning av rent vattenverksslam

Följande är en sammanfattning av de senaste årens forskning (främst artiklar 1994-1999) om användning av vattenverksslam, och syftar till att ge en bild av den fortsatta utvecklingen efter Birgitta Jonassons (f. Persson) studier 1994-1995 (Persson, 1994;

Jonasson, 1995). Den ökade kunskapen om olika vattenverksslams egenskaper har lett till att nya användningsområden prövas. Litteraturstudien är genomförd av Sigrun Dahlin, AgrD i växtnäringslära, på uppdrag av Stockholm Vatten. Gyula Simán, AgrD, professor i växtnäringslära vid SLU har granskat materialet (Bilaga V). Materialet har ej redigerats utan författaren står för innehållet och slutsatserna.

4.2.1 Fosforbindning

Ett stort potentiellt problem med användning av vattenverksslam (främst aluminium- och järnfällt slam) som markförbättrare inom jordbruket är dess höga fosforbindande förmåga. Man har befarat att detta ska leda till fosforbrist i grödan. Jonasson (Persson, 1994) kunde dock inte påvisa någon fosforbrist i sitt odlingsförsök, vilket indikerade att den bundna fosfor fortfarande var tillgänglig för grödan åtminstone under den tid (73 dagar) försöket varade. Inte heller Geertsema et al. (1994) såg någon signifikant lägre fosforhalt hos växtligheten 30 månader efter slamtillsats i en tallplantering. Jorden i försöket hade dock en hög och varierande fosforbindande förmåga vilket gav stor spridning i data.

I andra studier har slamtillsats lett till fosforbrist hos grödan (Dempsey et al., 1990; Lucas et al., 1994; Cox et al., 1997). De varierande resultaten beror på ett antal faktorer. Ett högt fosforinnehåll i jorden kan innebära att slammets fosforbindande förmåga mätts (efterhand) så att det ändå finns växttillgänglig fosfor (Daniel et al., 1999). Den fosforbindande förmågan hos olika vattenverksslam varierar kraftigt (t.ex. 250-2500 mg kg⁻¹, Basta et al., 1999). Slammets kalkverkan och positiva inverkan på markens fysikaliska egenskaper kan maskera en minskning i växttillgänglig fosfor (Persson, 1994). Slammets placering (dvs om det är lagt på ytan eller nedbrukat) har betydelse för hur mycket markfosfor som binds (Cox et al., 1997). Även växtvalet påverkar resultaten eftersom olika växter har olika stort behov av fosfor och olika förmåga att ta upp fosfor vid lägre tillgänglighet (Lucas et al., 1994).

Många studier har visat att fosfor binds till kolloiderna (främst aluminium- och järnoxider och -hydroxider) i vattenverksslam (Dempsey et al., 1990; Persson, 1994; Lucas et al., 1994; Jonasson, 1995; Peters & Basta, 1996; Cox et al., 1997; Basta et al., 1999; Daniel et al., 1999), men att i de fall fosforbrist uppträder kan denna motverkas genom kompensationsgödning. Mängden fosfor som binds kan vara mycket stor. Det som på en ”normal” åkerjord är en nackdel kan dock vara en fördel i områden med mycket fosforrika jordar och eutrofierade vatten. Ett flertal forskare har studerat olika vattenverksslams (och andra materials) förmåga att reducera fosforhalterna i markvattnet i jordar med extremt höga fosforvärden, för att därmed minska tillförseln av fosfor till recipienten. Frågan om användning av vattenverksslam på åker eller skogsmark har i det här fallet ändrats från att handla om ofarlig kvittblivning av slammet eller i bästa fall markförbättring till att handla om vattenverksslam som ett medel att minska eutrofiering av känsliga recipienter.

4.2.2 Tungmetaller

Vattenverksslam innehåller vanligen betydligt lägre tungmetallhalter än reningsverksslam. Halterna är dock ofta högre än i jord och tillförsel av vattenverksslam till mark kan därför innebära en ökning av metallhalter eller metalltillgängligheten (*redaktörens anmärkning: se även avsnitt 4.1*). Jonasson (1995) fann att koppar- och

nickelhalterna i de undersökta slammen låg över normala halter i odlade jordar. Kopparhalterna i växtmaterialet var högre i leden med hög slamgiva vilket tyder på att tillförd koppar var växttillgänglig. Lucas et al. (1994) såg en ökning av koppar- och mangankoncentrationerna i växtmaterialet vid högre slamgivor. Heil & Barbarick (1989) såg en ökad kadmiumtillgänglighet i en slamgödslad jord med lågt pH. I neutrala eller alkaliska jordar var dock tillgängligheten av tungmetaller låg (Heil & Barbarick, 1989; Peters & Basta, 1996). Jordar som tillförs vattenverksslam bör därför hålla pH 6 eller högre (Demsey et al., 1990) för att undvika problem med tungmetallmobilisering. Naturligtvis är det också viktigt att minimera tungmetallinnehållet i slammet genom val av renast möjliga fällningskemikalier och (där så är möjligt) råvatten (Demsey et al., 1990; Lucas et al., 1994).

I praktiska odlingsförsök med reningsverksslam på två gårdar i Skåne (pågått sedan 1982) har man däremot inte noterat några signifikanta skillnader i kadmiumhalt i grödor från ogödslad och slamgödslad jord (Eliasson & Andersson, 1999) (*redaktörens anmärkning*).

4.2.3 Kalkverkan

Reningsverksslam har en viss kalkverkan och en slamtillsats medför därför en pH-höjning i jorden (Heil & Barbarick, 1989; Dempsey et al., 1990; Persson, 1994; Jonasson, 1995; Peters & Basta, 1996, Cox et al., 1997), men detta är känt sedan tidigare. Det finns inga tillgängliga uppgifter på kalkverkan (uttryckt som % CaO) i vattenverksslam.

4.2.4 Markfysikaliska effekter

Vattenverksslam bildar lätt stabila aggregat med hög vattenhållande förmåga och god dränering (Skene et al., 1995). En inblandning i jord kan därför förbättra markens fysikaliska egenskaper (Dempsey et al., 1990) och eventuellt kompensera för en viss minskning av växttillgängligt fosfor (Persson, 1994). Geertsema et al. (1994) fann dock ingen signifikant ökning av den vattenhållande förmågan i jord som tillförts slam 30 månader tidigare. Tillförsel av vattenverksslam skulle troligen ha störst positiv effekt på instabila jordar (t.ex. mjälajordar) under kreaturslös drift.

Skene et al. (1995) anser att de fysikaliska egenskaperna hos vattenverksslam är så goda att slammet bör kunna användas som odlingssubstrat för trädgårdsgrödor.

4.2.5 Buffertkapacitet

Inga nya studier har redovisat data över buffertkapacitet och katjonbyteskapacitet. Det tycks vara allmänt accepterat att vattenverksslam ökar dessa egenskaper. Det största positiva effekten av en slamtillsats fås troligen på lätta, mullfattiga jordar. Det finns inga tillgängliga uppgifter på buffertkapaciteten i vattenverksslam.

4.2.6 Växtnäring

Vattenverksslam innehåller betydligt mindre mängder växtnäringsämnen än reningsverksslam. Slammet innehåller en del kväve, men större delen av detta är organiskt bundet och därmed inte direkt tillgängligt för växterna. Det organiska

materialet i vattenverksslam är också förhållandevis stabilt (Dempsey, 1990; Persson, 1994), dvs det är relativt svårnedbrytbart, varför den organiskt bundna näringen endast blir tillgänglig på sikt. Geertsema et al. (1994) fann ingen effekt på växtnäringstillgången 30 månader efter slamtillsatsen. Skene et al. (1995) konstaterar att näringsinnehållet varierar mellan olika typer av slam. Aluminiumfällt slam hade ett lågt kväveinnehåll jämfört med ett polyelektrolytfällt slam.

Slammet innehåller t.ex. magnesium, kalium och – i synnerhet om vattnet renats med aluminiumsulfat – svavel (Jonasson, 1995). Dessa kan bidra till växternas näringsförsörjning.

Slammets kalkverkan kan tyckas vara en nackdel på jordar där grödorna drabbas av mikronäringsbrist, eftersom denna oftast förvärras vid högt pH. Heil & Barbarick (1989) fick dock en förbättrad järntillgänglighet vid slamtillförsel till en alkalisk jord.

Ett högt näringsinnehåll och en hög tillgänglighet är naturligtvis önskvärda när slammet ska användas som jordförbättringsmedel. Ska slammet däremot användas som fosforfixerare för att skydda en recipient är det en fördel att slammet är kvävefattigt. Då kan tillräckligt höga slamgivor tillföras utan att ett besvärande kväveläckage uppstår.

4.2.7 Kolloidernas rörlighet i mark

Butkus & Grasso (1999) fann att kolloiderna i vattenverksslam blev mer hydrofila efter att fosfor bundits till ytan. Detta gjorde kolloiderna mer tillgängliga som fosforreserver, men gjorde dem också mer mobila. Lågt pH bidrog däremot till att de fälldes ut. Det är ovisst hur detta påverkar fosforförlusterna från marksystemet.

4.2.8 Slutsats

Förutsatt att tungmetallhalterna kan hållas låga (helst som i vanlig jord) kan vattenverksslam användas för olika ändamål. Det som är en nackdel i ett fall kan vara en fördel i ett annat.

Användning av vattenverksslam på åker och skogsmark som ett sätt att bli kvitt en restprodukt, eller för att förbättra en marks fysikaliska egenskaper är möjlig. Den negativa effekten på växternas fosforförsörjning kan kompenseras med gödsling där så behövs, men fosforfastläggning med kompensationsgödsling är kanske inte det bästa exemplet på resurshushållning.

Användning av vattenverksslam som fosforfixerare i områden med överdrivet fosforrika jordar och eutrofierade vatten är ett alternativ. Det relativt låga näringsinnehållet är då en fördel.

Förslag finns att använda vattenverksslam som odlingssubstrat för trädgårdskulturer. Endast en studie har rapporterats, varför uppföljande undersökningar krävs.

4.3 Metall- och fosfortillförsel till åkermarken via avloppsslam, inklusive och exklusive vattenverksslam

Beräkningarna i följande avsnitt är baserade på uppgifter från avsnitt 3.6, d v s teoretisk överledning av slam från Lovö vattenverk till Bromma avloppsreningsverk.

4.3.1 Spridningsareal och slamgiva

I avsnitt 3.6 konstaterades att vattenverksslam späder ut metallhalterna i rötslam, mätt som mg/kg TS, med undantag för aluminium. Däremot ökar vissa metallhalter mätt som mg/kg P och likaså den totala slammängden, ton/år.

Rötslamgivan regleras dels utifrån jordens fosforstatus och dels enligt gränsvärden på maximal metalltillförsel till åkermarken, d v s g/ha och år (under en sju års period). Gränsvärdena visas i Tabell 17. För Brommas rötslam exklusive vattenverksslam är det fosforgivan som begränsar rötslamgivan idag. År 2000 kommer gränsvärdena för metalltillförsel att skärpas ytterligare. När dessa träder i kraft blir istället kadmium, med nuvarande metallhalter, begränsande parameter (Tabell 17). Den maximala slamgivan minskar i och med denna skärpning, från 0,69 ton TS slam/ha till 0,54 ton TS. Detta medför även att den erforderliga spridningsarealen kommer att öka, från ca 8000 ha till knappt 10 300 ha (observera att detta är den teoretiska maxarealen som behövs för att Bromma skall kunna sprida allt slam på åkermark).

Den erforderliga spridningsarealen för rötslam inklusive vattenverksslam skulle endast öka med 150 ha enligt de nya gränsvärdena, vilket motsvarar en ökning på 1,5 %. Den maximala slamgivan skulle bli något högre än fallet utan vattenverksslam, 0,59 jämfört med 0,54 ton TS/ha, och fortfarande skulle kadmium vara den begränsande metallen (Tabell 17).

Tabell 17 Maximal tillåten slamgiva (ton ts/ha, år) för rötslam från Bromma reningsverk, inklusive och exklusive vattenverksslam från Lovö vattenverk, med hänsyn till gränsvärden för maximal tillåten tillförsel av metaller till åkermark (g/ha, år) samt fosforgiva (SNFS 1994:2).

Ämne	Gränsvärde t o m 1999-12-31	Rötslam ¹	Rötslam inkl. vvs ²	Gränsvärde fr o m 2000-01-01	Rötslam	Rötslam inkl. vvs
	(g/ha, år) medelvärde 7 år	Maximal slamgiva (ton ts/ha, år)		(g/ha, år) medelvärde 7 år	Maximal slamgiva (ton ts/ha, år)	
Bly	100	2,6	2,9	25	0,66	0,72
Kadmium	1,75	1,3	1,4	0,75	0,54	0,59
Koppar	600	1,4	1,6	300	0,71	0,78
Krom	100	3,6	3,5	40	1,4	1,4
Kvicksilver	2,5	2,1	2,3	1,5	1,3	1,4
Nickel	50	2,3	2,1	25	1,1	1,0
Zink	800	1,5	1,7	600	1,1	1,2
Tot-P						
Klass I-II	35000	1,1	1,2	35000	1,1	1,2
Klass III-V	22000	0,69	0,77	22000	0,69	0,77

1. Uppgifter hämtade från Stockholm Vattens Miljörapport 1998

2. Baserat på medelvärden för Norsborgs vattenverk från 1996/1997 (4-6 prov). (Blomberg, 1997)

4.3.2 Fosfor

Ur jordbrukssynpunkt är mängden fosfor som tillförs åkermarken med slamgivan av stort intresse. Fosformängden blir densamma med (17,0 kg P/slamgiva) och utan vattenverksslam (17,1 kg P/slamgiva), men kompenseras den högre slamgivan ett lägre fosforinnehåll (Tabell 18).

Tabell 18 Fosforhalt i rötslam från Bromma reningsverk, inklusive och exklusive vattenverksslam från Lovö vattenverk, samt fosformängden som tillförs åkermarken vid maximal tillåten slamgiva (begränsad av kadmiuminnehållet enligt SNFS 1994:2).

Parameter	Enhet	Rötslam ¹	Rötslam inkl. vvs ²
Tot-P	%	3,2	2,9
Max. slamgiva	ton ts/ha, år	0,54	0,59
Tot-P/slamgiva	g P/ton ts	17	17

1. Uppgifter hämtade från Stockholm Vattens Miljörapport 1998
2. Baserat på medelvärden för Norsborgs vattenverk från 1996/1997 (4-6 prov). (Blomberg, 1997)

4.3.3 Tungmetaller

Enligt föregående avsnitt förblir fosforgivan densamma oavsett om rötslam innehåller vattenverksslam eller inte. Enligt LRF är målet att få tillbaka maximalt med växtnäring till jordbruket med ett minimum av föroreningar. I Tabell 19 redovisas hur mycket tungmetaller (och aluminium) som tillförs fosforgivorna enligt Tabell 18. Med undantag för mangan och aluminium ökar inte eller i mycket liten omfattning metalltillförseln till jordbruksmarken på vattenverksslam.

Enligt VAV:s slampolicy (styrelsebeslut 99-12-19) skall slam som används på odlad mark inte bara innehålla låga halter av oönskade ämnen utan slammet skall kunna användas i ett långt tidsperspektiv utan negativ inverkan på bl a markens produktionsförmåga (se avsnitt 1.5).

Tabell 19 Metalltillförsel till jordbruk från rötslam, inklusive och exklusive vattenverksslam (12 % av TS) via den fosforgiva som erhålls vid maximal slamgiva, Tabell 18). Enhet: g/kg P.

Metall	Rötslam	Rötslam inkl. vattenverksslam
	P-giva: 17,1 kg/ha, år	P-giva: 17,0 kg/ha, år
Aluminium	6400	18000
Järn	48000	48000
Bly	20	21
Kadmium	0,75	0,75
Koppar	230	230
Krom	15	17
Kvicksilver	0,64	0,64
Mangan	110	140
Nickel	12	14
Zink	290	290

4.3.4 Aluminium

Knappt 15 % av vattenverksslammet utgörs av grundämnet aluminium. Denna halt är i ungefär samma storleksordning som jordskorpan, där aluminiumhalten uppgår till 8,4 vikt% (och järn 7,1 vikt%) (Faure, 1991). Aluminium ingår även som huvudelement i princip alla lermineral.

Aluminium är den metall som signifikant kommer att påverka rötslammets sammansättning vid överledning av vattenverksslam till reningsverk. Under fullskaleförsöket på Bromma steg halterna i rötslammet med drygt 90 % (från 12 g/kg TS till 23 g/kg TS). Enligt teoretiska beräkningar skulle halten öka med knappt 150 % (Tabell 14). I pågående fullskaleförsök vid Himmerfjärdsverket har aluminiumhalterna ökat med drygt 140 % (13 g/kg TS till 31 g/kg TS) sedan Norsborgsverket började överleda drygt halva slamproduktionen. Enligt teoretiska beräkningar skulle halten öka med ca 175 % vid överledning av hela slamproduktionen. Verkliga och teoretiska siffror stämmer inte riktigt vilket visar på svårigheten att göra tillfredsställande massbalanser. Man skall man ej dra för långtgående slutsatser när förändringarna är små.

Både järn- och aluminiumföreningar i slam har förmågan att binda fosfor. Enligt flera studerade kärnförsök finns inga entydiga resultat vad gäller fosfors växttillgänglighet i olika typer av avloppsslam (Linderholm, 1997), d v s det finns inget som tyder på att aluminiumslam binder fosfor hårdare i marken än järnslam. Brommas rötslam innehåller ca 90 g Fe/kg TS exklusive vattenverksslam och 81 g/kg TS inklusive vattenverksslam. Om man tar summan av Fe + Al i rötslammet ökar den totala halten från 102 till 110 mg/kg TS vid överledning (Tabell 14), d v s ca 8 % ökning.

5. Summering

Detta avsnitt är en kort summering av samtliga kapitel i rapporten. Många slutsatser är baserade på resultat och erfarenheter från Stockholm Vatten.

Disponering av vattenverksslam

- Överledning av vattenverksslam till avloppsreningsverk är den vanligaste disponeringsmetoden i Sverige räknat till antalet ytvattenverk som tillämpar kemisk fällning (48 st) och den näst vanligaste räknat till producerad vattenmängd (32 %)
- Övriga metoder som brukas är utledning till vattentäkt och deponi på land i olika former
- Alternativa disponeringsmetoder är få och relativt obeprövade
- Enligt Renhållningsförordningen (1998:902) klassas vattenverksslam som avfall
- Den kommande avfallsskatten (1999:673) gäller för vattenverksslam som behandlas i slamlagun, slamtorkbädd eller vassbädd i mer än tre år men den berör inte överledning till avloppsreningsverk eller utledning till vattentäkt

VAV:s slampolicy

- Slam som används på odlad mark ska ha så låga halter av oönskade ämnen att slam ska kunna användas i ett långt tidsperspektiv utan negativ inverkan på människor, djur, markens produktionsförmåga eller omgivande miljö.

LRF: s syn på slam användning inom jordbruket

- Utifrån jordbrukets kretsloppsperspektiv är ambitionen att huvuddelen av de näringsämnen som lämnar jordbruket via livsmedel i återförs till åkermarken med ett minimum av föroreningar
- För slam från reningsverken är ambitionen att det successivt skall bli allt renare och att fulla näringsgivor (framförallt av fosfor) ska kunna ges utan att allt lägre metallgränser överskrids
- Om 25 år bör 95 % av näringen återföras utan att marken tillförs ytterligare oönskade ämnen

Innehåll i vattenverksslam

- Vattenverksslam innehåller lägre halter av tungmetaller och organiska miljöstörande ämnen än rötslam (mg/kg TS)
- Vattenverksslam innehåller lägre fosforhalter än rötslam
- Glödförlusterna uppgår till 45-65 % i vattenverksslam
- Vattenverksslammets sammansättning härrör i huvudsak från råvattnet, undantag aluminium (eller järn) som kommer från fällningskemikalien

Effekter i avloppsreningsverk

- Flera labbskalförsök visar att vattenverksslam har en förmåga att avskilja löst fosfor i avloppsvatten. Observationen tycks dock vara svårare att bekräfta i fullskala.
- En del av det organiska materialet i vattenverksslam kan nyttjas i röt-kammare

- Vattenverksslam kan försvåra avvattningen av rötslam (ökat polymerbehov har noterats i ett fall)
- Andelen vattenverksslam i rötslam varierar mellan <1 och 20 % av totala ts-mängden, vanligtvis <10%
- Vattenverksslam sänker de flesta metallhalterna i rötslammet (mg/kg TS), undantag aluminium
- Aluminiumhalterna ökar 1-3 ggr i rötslam (fällt med järnsalt) som innehåller vattenverksslam
- Fosforhalten späds ut p g a vattenverksslam
- Vattenverksslam innehåller mer metaller än rötslam mätt som mg metall/kg P, men ökningen är inte signifikant för flertalet metaller

Vattenverksslam i jordbruket

- Metallinnehållet i vattenverksslam är något högre eller i samma storleksordning som matjorden i en svensk åkermark. Kadmiumhalterna är dock något lägre eller i samma storleksordning.
- Den erforderliga spridningsarealen ökar i mycket begränsad omfattning då rötslam innehåller vattenverksslam
- Den maximala slamgivan (ton ts/ha, år) ökar något då rötslam innehåller vattenverksslam
- Fosforgivan (kg P/ha, år) påverkas inte av vattenverksslam i rötslam
- Metalltillförseln till jordbruk från rötslam inklusive vattenverksslam ökar inte eller i mycket liten omfattning, undantaget aluminium och mangan
- Aluminiumhaltigt vattenverksslam kan användas för att minska fosforläckage i områden med överdrivet fosforrika jordar och eutrofierade vatten
- Inga entydiga resultat visar att aluminiumslam binder fosfor hårdare i marken än järnslam
- Vattenverksslam har en pH-höjande effekt på sura jordar
- Vattenverksslam bildar stabila aggregat med hög vattenhållande förmåga och en inblandning i jord kan därför förbättra sämre jordars fysikaliska egenskaper
- Vattenverksslammets innehåll av magnesium, kalium och svavel kan bidra till växternas näringsförsörjning

6. Slutsatser och rekommendationer

6.1 Sammanfattande slutsats

Överledning av vattenverksslam till avloppsreningsverk är en vanlig och välbeprövad behandlingsmetod i såväl Sverige som utomlands. Denna metod möjliggör en sambehandling av VA-verkens slamproduktion på ett tekniskt och ekonomiskt fördelaktigt sätt. Utöver överledning tillämpas i Sverige utledning av slammet till vattentäkt, landdeponering och slambehandling i olika former. Vattenverksslam klassas som avfall och den kommande avfallsskatten (1999:673) gäller för slam som deponeras på land och som behandlas i slamlagun, slamtorkbädd eller i vassbäddar. Detta torde resultera i en minskad deponering på sikt.

Alternativen för omhändertagande av vattenverksslam är få i dagsläget. Det pågår försök med att tillverka anläggningsjord av slammet. Teknik för att återvinna fällningskemikalien ur vattenverksslammet befinner sig än så länge på forskningsstadiet. Den mest tilltalande metoden som tillämpas utomlands är inom cement- och tegelindustrin, där vattenverksslam fungerar som råvara i processen. Marknadsläget i Sverige är ej klarlagt men industrierna är få vilket begränsar tillämpningen på långa transportavstånd.

Vattenverksslammets innehåll härrör till över 50 % från råvattnet och resterande del tillkommer från fällningskemikalien i form av aluminium eller järn. Aluminium och järn är två mycket vanligt förekommande grundämnen i jordskorpan (8,4 respektive 7,1 vikt%) och aluminium ingår som huvudelement i princip alla lermineral. Tungmetallhalterna och näringsinnehållet är som regel betydligt lägre jämfört med rötslam från reningsverk och kommer i huvudsak från råvattnet.

Överledning av vattenverksslam ökar den totala slammängden vid avloppsreningsverket men andelen vattenverksslam i rötslam är liten, vanligtvis < 10% (av totala TS). Att behandla vattenverksslam i reningsverket medför få eller inga negativa effekter på processerna.

Tillförsel av vattenverksslam resulterar i en sänkning av de flesta metallhalterna i rötslammet, undantag aluminium (och järn). Trots att vattenverksslam innehåller lite fosfor påverkar detta inte själva fosforgivan (kg P/ha, år). Ett rötslam som innehåller vattenverksslam ökar inte eller i mycket liten omfattning tillförseln av metaller till åkermarken, undantaget aluminium (och järn). Vissa avvikelser kan förekomma, beroende på såväl råvattnets som rötslammets kvalitet.

Det är mycket svårt att bedöma huruvida vattenverksslammet har en positiv eller negativ effekt på åkermarken och grödan. Det liknar rötslammet på många sätt och påvisade skillnader utjämnas sannolikt på variationer från fall till fall. Det finns en allmän skepsis till aluminium men det finns inga entydiga resultat som visar att aluminiumslam binder fosfor hårdare i marken än järnslam. Risken för att aluminium skall bli toxiskt är också mycket liten eftersom svensk åkermark befinner sig i ett pH-intervall där aluminium är som minst mobilt.

Fördelar finns med att använda rent vattenverksslam för att förbättra struktursvaga jordar och för att minska fosforläckage i områden med överdrivet fosforrika jordar och eutrofierade vatten.

Även om vattenverksslammet inte är en naturlig del i jordbrukets kretslopp så ingår det i vissa fall där kommunalt dricksvatten används. Jordbrukets stora vattenbehov tillgodoses dock genom obehandlat ytvatten, regn- och grundvatten.

6.2 Rekommendation till slamöverenskommelsen

Mot bakgrund av framkomna slutsatser i denna utredning finns det ingen anledning att förbjuda innehåll av vattenverksslam i rötslam som sprids på åkermark. Överledning av vattenverksslam till reningsverken spelar i de flesta fall ingen större roll för viktiga kvalitetsparametrar, även om det inte heller bidrar till att jordbrukets mål för återföring av växtnäring uppnås. Vattenverksslammet skall därför främst ses som en resurs inom VA-sektorn och möjligheter att nyttja denna resurs på bättre sätt bör studeras vidare.

7. Referenser

- AWWARF. 1995. An assessment of cropland application of water treatment residuals. ISBN 0-89867-786-6.
- AWWARF. 1997. Selective alum recovery from water treatment residuals. ISBN 0-89867-899-4.
- Basta, N. T., Dayton, E. A. & Gallimore L. E. 1999. Nutrient adsorptiocapacity of water treatment residuals. In *WEF/AWWA Joint Residuals and Biosolids Management Conference*, North Carolina, U.S.A.
- Blomberg, J. 1997. Fällning med vattenverksslam på avloppsvatten - ett labbskaleförsök. Intern rapport Stockholm Vatten, Nr 26 okt-1997.
- Blomberg, J. 1997. Metallinnehåll i vattenverksslam. Intern rapport Stockholm Vatten, Nr 25 okt-1997.
- Blomberg. 1999. Metoder för omhändertagande av vattenverksslam. Intern rapport Stockholm Vatten, Nr 4 jan 1999.
- Butkus, M. A. & Grasso, D. 1999. Impact of phosphate sorption on water-treatment residual characteristics: prelude to reuse. *Environmental Engineering Science*, 16, 117-129.
- Cornwell, D. A., & Rolan, A.T. 1999. Full-scale operational experiences with alum recovery. In *WEF/AWWA Joint Residuals and Biosolids Management Conference*, North Carolina, U.S.A.
- Cox, A. E., Camberato, J. J. & Smith B. R. 1997. Phosphate availability and inorganic transformation in an alum sludge-affected soil. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1393-1398.
- Daniel, T. C., Haustein, G., Moore, P. A. & Nichols, D. 1999. Effect of land applied alum residuals and HCA on runoff phosphorus concentrations from high-P soils. In *WEF/AWWA Joint Residuals and Biosolids Management Conference*, North Carolina, U.S.A.
- Dempsey, B. A., DeWolfe, J., Hamilton, D., Lee, Y., Liebowitz, R. & Elliott, H. A. 1990. Land application of water plant sludges. *44th Purdue Industrial Waste Conference Proceedings*, 537-543, Michigan, U.S.A.
- Faure, G. 1991. Principles and applications of inorganic geochemistry. Macmillian Publishing Company. ISBN 0-02-336441-6.
- Geertsema, W. S., Knocke, W. R., Novak, J. T. & Dove, D. 1994. Long-term effects of sludge applications to land. *Journal American Water Works Association*, 86, 64-74.

Heil, D. M., Barbarick, K. A. 1989. Water treatment Sludge influence on the growth of sorghum-sudangrass. *Journal of Environmental Quality*, 18, 292-298.

Jonasson, B. 1995. Undersökning av vattenverksslams användbarhet på bevuxen mark – slutrapport. Sveriges Lantbruksuniversitet, Avdelningen för växtnäringslära. Uppsala.

Kemira Kemwater. 1998. Produktblad på fällningskemikalier.

LeBoucher, G. & Patria, L. (ed). 1999. Report on drinking water residues. Sammanställning från work shop inom Eureau 2.

Linderholm, K. 1997. Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel och aska. VA-forsk rapport, 1997-6.

LRF. 1998. Miljöredovisning för svensk jordbruk 1997/98.

Lucas, J. B., Dillaha, T. A., Reneau, R. B., Novak, J. T. & Knocke, W. R. 1994. Alum sludge land application and its effect on plant growth. *Journal American Water Works Association*, 86, 75-83.

Naturvårdsverket. 1995. Användning av avloppsslam i jordbruket. Rapport nr 4418.

Naturvårdsverket. 1997. Tillståndet i svensk åkermark. Rapport nr 4778.

Naturvårdsverket. 1999. Sjöar och vattendrag – bakgrundsrapport kemiska och fysikaliska parametrar. Rapport nr 4920.

Nordén, L. & Engdahl, M. (1995). Vattenverksslammets bidrag till föroreningshalter i Ryaverkets slam. Intern rapport, GRYAB, 1995:3.

Persson, B. 1994. Vattenverksslams inverkan på tillgängligheten av fosfor i marken Sveriges Lantbruksuniversitet, Avdelningen för växtnäringslära, examensarbete nr 91. Uppsala.

Peters, J. M. & Basta, N. T. 1996. Reduction of excessive bioavailable phosphorus in soils by using municipal and industrial wastes. *Journal of Environmental Quality*, 25, 1236-1241.

Pettersson, L., & Göransson, J. 1994. Utnyttjande av dricksvattenslam för att producera fällningskemikalier och på ett effektivt sätt återanvända slammet. Intern rapport Kemira Kemwater.

Eliasson, G., Andersson, P-G. 1999. Kadmium i mark och gröda – skyll inte på slammet! VAV-nytt nr 3, sid 44-47.

Skene, T. M., Oades, J. M. & Kilmore, G. 1995. Water treatment sludge: a potential plant growth medium. *Soil Use and Management*, 11, 29-33.

Sengupta, A. K. & Shi, B. 1992. Selective alum recovery from clarifier sludge. *Journal American Water Works Association*, January 1992.

Statens Livsmedelsverk, 1993. Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten, SLV FS 1993:35.

Stockholm Vatten. 1999. Miljörapport 1998.

Warden, J. H. 1983. Sludge treatment plant for waterworks. Water research centre, Wrc. Technical report TR 189, March 1983.

Ödegård, H. & Nordstoga, K. 1976. Utnyttelse av vannverksslam for rensing av avløpsvann. *Industri og Miljø*, nr 4/76, 11-14.

VAV. 1991. Vattenverksslam. Publikation P67.

VAV. 1996. Analysdata 1994 – Uppgifter över bakteriologisk och kemisk beskaffenhet hos råvatten och dricksvatten vid kommunala vattenverk.

Öman, J. 1998. Överledning av vattenverksslam till avloppsreningsverk. Intern rapport Stockholm Vatten, nr 24 1998.

MUNTLIGA REFERENSER

Koppers, H. M. M. fd KIWA, Nederländerna. September 1997.

Lagerblad, Björn. Cement och betonginstitutet, Stockholm. Januari 1999.

Söderholm, Jarl. Kemira Kemwater. September 1999.